

地層処分システム隔離性能に対する 天然事象影響の定量化（Ⅱ）

（核燃料サイクル開発機構 研究委託内容報告書）

1999年12月

株式会社 三菱総合研究所

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to :

Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Naka-gun, Ibaraki 319-1184,
Japan

|| 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)

1999

地層処分システム隔離性能に対する 天然事象影響の定量化（Ⅱ）

大久保博生*

要 旨

火成活動、地震・断層、隆起・侵食の各シナリオについて、各天然事象が核種移行に及ぼす影響を解析・評価した前年度の変動ケースに対し、本年度は、処分場自身への影響をも取り扱うための変動ケースを検討・評価した。

次に、これまでの検討結果を踏まえて、火成活動、地震・断層、隆起・侵食、気候変動といった天然事象並びに人間活動の組み合わせによる複合的な影響について、その重要性、解析フレームの設定の検討並びに包括的評価を行った。

最後に、地層処分についての地下水シナリオ以外のシナリオや地層処分以外のシナリオの検討として、地層処分と長期貯蔵の比較・評価を行った。

本報告書は、株式会社三菱総合研究所が核燃料サイクル開発機構の委託により実施した研究成果に関するものである。

機構担当部課室：2000年レポートチーム 研究調整グループ

*株式会社 三菱総合研究所

Quantitative Assessment of Consequences of Natural Events for the Performance of Waste Disposal Isolation System : Part (II)

Hiroo Ohkubo*

Abstract

This year, first, regarding to the volcanism, seismicity and faulting, and uplift and erosion scenarios, in addition to the evaluation of those scenarios as variant cases carried out last year, variant cases where directly impacted repository could be also treated have been studied and evaluated.

Secondly, based on a series of discussions in these years, a comprehensive study was made to evaluate the complex effect caused by combining natural events such as volcanism, seismicity and faulting, uplift and erosion, and climate change as well as human activity, where discussions have been made on which combined scenario was more important and how to set the analysis framework.

Finally, in order to discuss alternatives such as non-groundwater scenario and / or non-geological disposal strategy, long-term storage scenario was considered to be compared with geological disposal scenario.

This work was performed by Mitsubishi Research Institute, Inc. under contract with Japan Nuclear Cycle Development Institute.

JNC Liaison : R&D Coordination Group, Geological Isolation Research Project

* Mitsubishi Research Institute, Inc.

目 次

	頁
1. はじめに	1-1
1.1 概要	1-1
2. 岩脈貫入	2-1
2.1 岩脈貫入による熱的・水理学的・力学的・化学的影響の想定に 対するナチュラル・アナログによる検証	2-3
2.2 処分場への岩脈貫入に関する概念モデル	2-5
2.3 岩脈貫入による地下水シナリオ変動ケース	2-7
2.4 岩脈貫入によるバリア破損シナリオ	2-10
2.5 岩脈貫入シナリオのデータファイル：大きな影響並びに穏やかな 影響を受ける廃棄物パッケージ	2-12
2.6 破壊される廃棄物パッケージの評価	2-13
2.7 計算結果	2-16
2.7.1 序	2-16
2.7.2 岩脈貫入の間接的交差ケース（地下水シナリオ）	2-17
3. 隆起・侵食	3-1
3.1 隆起・侵食による熱的・水理学的・力学的・化学的影響	3-2
3.2 従来の隆起・侵食モデル	3-3
3.3 隆起・侵食概念モデルの改訂	3-5
3.3.1 処分場と酸化帯との交差の時空間的分布のモデル化	3-6
3.3.2 その他のモデル化の可能性	3-13
3.4 計算結果	3-16
3.4.1 序	3-16
3.4.2 隆起・侵食シナリオ変動ケース：傾斜した処分場	3-17
4. 地震・断層	4-1
4.1 変動ケースの概要	4-1

4.2	計算結果	4-4
4.2.1	序	4-4
4.2.2	概念モデル	4-5
4.2.3	計算結果	4-7
5.	複合的シナリオ	5-1
5.1	ピーク線量率の推定	5-1
5.2	人間侵入シナリオとの組み合わせ（複合ケース）に関する一考察	5-7
6.	地下水シナリオ以外の検討	6-1
6.1	長期貯蔵シナリオに関する予備的検討	6-2
6.2	EIS レポートの評価事例に対する検討	6-9
6.2.1	評価概要	6-13
6.2.2	長期的リスクの算定	6-18
6.2.3	費用対効果の比較	6-22
6.3	地下水シナリオのピーク線量率とリスク	6-23
6.4	総合評価	6-25
6.4.1	定量的評価	6-25
6.4.2	まとめ	6-33
7.	おわりに	7-1
	参考文献	参-1

付録

A.	地震・断層／気候変動の複合ケースに対する予備的検討	付 A-1
A.1	ケース設定	付 A-1
A.2	計算結果	付 A-5
B.	人間侵入シナリオに関する一考察	付 B-1
C.	極限安全シナリオリスク解析フレームに基づくリスク算定	付 C-1
D.	長期貯蔵シナリオに関する FEP 並びにインフルエンス・ ダイヤグラム	付 D-1
E.	流速増加とパルス持続期間	付 E-1

補足資料

表 目 次

	頁
表 1-1	地下水シナリオに対する天然事象の影響評価研究 ……1-4
表 2-1	岩脈貫入による地下水流速パルス ……2-8
表 2-2	岩脈貫入の間接的交差ケース（地下水シナリオ）の 影響カテゴリー ……2-18
表 2-3	（本計算から得られた）Cs-135 のピーク放出率と流路関連 パラメータ ……2-23
表 2-4	岩脈貫入シナリオにおけるピーク線量率の比較 ……2-31
表 5-1	複合的シナリオの推定ピーク線量率 ……5-5
表 6-1(1)	EIS レポートで検討されている FEP ……6-6
表 6-1(2)	その他の検討事例で対象となっている FEP ……6-7
表 6-2	地層処分と長期貯蔵の影響比較 ……6-10
表 6-3	地層処分と長期貯蔵のコスト比較 ……6-15
表 6-4	地下水シナリオのピーク線量率 ……6-23
表 6-5(1)	日本におけるほとんど起こり得ない事象、長期的環境プロセス 及び他の事故による期待死亡率 ……6-26
表 6-5(2)	各シナリオ（あるいは事象・プロセス）の期待死亡率 ……6-27
表 6-6	長期貯蔵と地層処分の比較結果 ……6-31
表 6-7	定量的指標によるシナリオ比較 ……6-32

付録

表 A1	地震・断層シナリオ予備的基本ケース再設定の要約 ……付 A-2
表 A2	気候変動シナリオ予備的基本ケース再設定の要約 ……付 A-3
表 A3	地震・断層／気候変動の複合的シナリオケース再設定の要約 ……付 A-4
表 B1	各シナリオ基本ケースでの取り扱いが適切な影響 ……付 B-4
表 B2	予備的検討（シナリオ解析）結果の比較（まとめ） ……付 B-5
表 B3	人間侵入シナリオの定性的評価のまとめ ……付 B-6

表 C1	1000 年後での各種放射能及び食物摂取線量	付 C-4
表 C2	地層処分極限安全シナリオのソース・ターム評価 (RSAC-5 (計算コード使用)) での主な想定条件	付 C-6
表 D1	安全評価解析で考慮する FEP リスト	付 D-3
表 D2	リスク解析プロセス	付 D-11
表 E1	影響を受ける廃棄物パッケージの 3 つのカテゴリーにおける 流速増加及びパルス持続期間	付 E-3

補足資料

補・表 1(1)	BC における地球化学データ	補-2
補・表 1(2)	BC における移行に関するパラメータ	補-2
補・表 1(3)	ファーフールド流速に関するパラメータ	補-3
補・表 1(4)	放射性核種の線量換算係数	補-4

目 次

	頁
図 1-1	H12 レポートのための各シナリオの プロセス・システム・ モデル分析におけるステップの流れ図……………1-3
図 2-1	処分場への岩脈貫入のシナリオ概念図……………2-5
図 2-2	岩脈貫入におけるバリア破損シナリオの概念図……………2-11
図 2-3	岩脈貫入の間接的交差ケースのモデル概念図……………2-19
図 2-4	ベンチマークケース計算結果：線量率曲線 (単体廃棄物パッケージ) ……………2-22
図 2-5	岩脈貫入シナリオ (大きな影響を受ける単体廃棄物パッケージ) 計算結果：線量率曲線 ……………2-25
図 2-6	岩脈貫入シナリオ (緩やかな影響を受ける単体廃棄物パッケージ (岩脈からの距離=10~100m)) 計算結果：線量率曲線……………2-27
図 2-7	岩脈貫入シナリオ (緩やかな影響を受ける単体廃棄物パッケージ (岩脈からの距離~200m)) 計算結果：線量率曲線……………2-29
図 2-8	3つの影響カテゴリーにおける全線量率 (単体廃棄物パッケージ) の比較……………2-30
図 2-9	ベンチマークケースと岩脈貫入シナリオの全線量率 (単体廃棄物パッケージ) の比較……………2-30
図 3-1	傾斜した処分場からの放出分布を考慮した 隆起・侵食概念モデルの概略図……………3-8
図 3-2	主要断層への放出のみを考慮した隆起・侵食シナリオに対する 別の概念モデルの概略図……………3-14
図 3-3	傾斜した処分場を含む隆起・侵食シナリオの計算モデル概念……………3-19
図 3-4	隆起・侵食シナリオ変動ケース (傾斜した処分場ケース) 計算結果：線量率曲線 (単体廃棄物パッケージ) ……………3-22
図 3-5	傾斜した処分場ケースと水平処分場ケースとの全線量率 (単体廃棄物パッケージ) の比較……………3-23

図 3-6	隆起・侵食シナリオ（傾斜した処分場ケース）とベンチマーク ケースとの全線量率（単体廃棄物パッケージ）の比較	3-24
図 4-1	実例的な単一断層シナリオの概略図	4-2
図 4-2	実例的な複数断層シナリオの概略図	4-3
図 4-3	複数小規模地震・断層ケースのモデル概念	4-5
図 4-4	地震・断層シナリオ変動ケース（複数小規模地震・断層ケース） 計算結果：線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	4-7
図 4-5	ベンチマークケースと複数小規模地震・断層ケースの全線量率 （単体廃棄物パッケージ）の比較	4-8
図 4-6	単一大規模地震・断層ケース（FF のダメージがある場合と ない場合）と複数小規模地震・断層ケースの放出の比較	4-9
図 5-1	シナリオの発端事象とその時間依存性と空間的広がり	5-2
図 5-2(1)	岩脈貫入ケース以外の全シナリオ変動ケース計算結果の比較： 全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	5-3
図 5-2(2)	単一岩脈貫入シナリオにおける単体廃棄物パッケージからの 放射性核種線量率	5-4
図 5-2(3)	単一岩脈貫入シナリオにおける全線量率への主要な寄与核種と その線量率	5-4
図 5-3	複合的シナリオの推定ピーク線量率の比較図	5-6
図 5-4(1)	異なる処分場の地下水に対する放射性元素の溶解度	5-9
図 5-4(2)	異なる処分場の地下水に対する緩衝材における放射性元素の 分配係数	5-9
図 5-4(3)	異なる処分場の地下水に対する母岩における放射性元素の 分配係数	5-10
図 5-5	ベンチマークケース(FRHP) 計算結果：全線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）	5-11
図 5-6	隆起・侵食シナリオ変動ケース再計算結果：全線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）	5-12
図 6-1	2つの長期貯蔵シナリオの時間的変遷	6-16
図 6-2	貯蔵施設の劣化における主要なステップの流れ	6-17

図 6-3(1)	シナリオ 1 における集団線量の経時変化	6-20
図 6-3(2)	シナリオ 2 における晩発性発癌死者数の経時変化	6-21
図 6-4(1)	日本におけるほとんど起こり得ない事象、長期的環境プロセスによる期待死亡率（地層処分極限シナリオ）	6-28
図 6-4(2)	地層処分と長期貯蔵の各シナリオ（事象・プロセス）における期待死亡率	6-29
図 6-4(3)	地層処分（含、全ての極限シナリオ）と長期貯蔵の各シナリオ（事象・プロセス）における期待死亡率	6-30

付録

図 A1(1)	地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果： 核分裂生成物線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-6
図 A1(2)	地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果： $4n$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-6
図 A1(3)	地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果： $4n+1$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-7
図 A1(4)	地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果： $4n+2$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-7
図 A1(5)	地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果： $4n+3$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-8
図 A1(6)	地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果： 全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-8
図 A2(1)	気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果： 核分裂生成物線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-9
図 A2(2)	気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果： $4n$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-9
図 A2(3)	気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果： $4n+1$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-10
図 A2(4)	気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果： $4n+2$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）	付 A-11

図 A2(5)	気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果： 4n+3 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）……………付 A-12
図 A2(6)	気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果： 全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）……………付 A-13
図 A3(1)	複合的シナリオ計算結果：核分裂生成物線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）……………付 A-14
図 A3(2)	複合的シナリオ計算結果：4n 系列線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）……………付 A-14
図 A3(3)	複合的シナリオ計算結果：4n+1 系列線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）……………付 A-15
図 A3(4)	複合的シナリオ計算結果：4n+2 系列線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）……………付 A-16
図 A3(5)	複合的シナリオ計算結果：4n+3 系列線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）……………付 A-17
図 A3(6)	複合的シナリオ計算結果：全線量率曲線 （単体廃棄物パッケージ）……………付 A-18
図 B1	検討対象の候補となる人間侵入事象の概観……………付 B-2
図 B2	人間侵入シナリオに対する外部インフルエンス・ダイアグラム・付 B-3
図 D1	インフルエンス・ダイアグラムの全体像……………付 D-2
図 E1	地下水流れ場に与える岩脈貫入の影響の概念図……………付 E-1
図 E2	岩脈貫入による地下水流れ場への影響のモデル化……………付 E-1

補足資料

補・図 1	岩脈貫入の間接的交差ケース（地下水シナリオ）における 3つの影響カテゴリーでの岩脈貫入前後の流速 （大きさ、持続期間）変化……………補-1
補・図 2	隆起・侵食シナリオにおける時間的ウェイト付け平均化プロセスを 施す前と後の計算結果の比較……………補-5

1. はじめに

1.1 概要

地層処分システムの性能評価において、火成活動、地震・断層活動等の天然事象は発生頻度が稀であるが、高レベル廃棄物の地層処分の性能評価において地質環境の安定性に対する不確実性の要因となる。そのため、天然事象による影響について検討しておくことは重要な課題である。

本研究の目的は、天然事象の発生が核種移行挙動などに与える可能性のある影響を把握するため、地下水シナリオ（地下水を媒体として核種が地層中を移行するシナリオ）を中心に解析フレームを設定して定量的評価を実施することである。

そこで、天然事象による影響を評価するために、天然事象の発生場と放射性核種の移行場の間に便宜的な境界を設定する。そして、天然事象による様々な影響を境界条件（水理学、力学、熱学、化学に関係するパラメータ）の変化に置き換えて核種移行解析を行うことにより、地層処分システムの隔離性能に与える影響を評価する。

具体的には、シナリオ分析へのアプローチ法として「プロセス・システム・モデル」（以下、PSMと略記）を採用している。この方法は境界を明確に定めた処分場システム（またはサブシステム）に影響を与える可能性のある主要な特徴・事象・プロセス（FEP）^(注1)の包括的なリストを検討／監査／選別する（ステップA）。次にこれらのFEPを、各FEPの関連性を示した各FEPが他のFEPへ与え得る影響を説明する処分場のPSMへ組み込む。

このPSMに入らないFEP（EFEP）^(注2)はシナリオ起点事象と見なされる（ステップB）。これらEFEPは処分場システム（またはサブシステム）外縁部の状況の変化を表し、これらの「変化する外縁部の状況」がシステムの性能に与える影響は、PSMを通じて伝播させることができる（ステップC）。

本研究では天然事象について、下記の5種類のシナリオを検討する。

(注1) 特徴 (Features)、事象 (Events)、影響を及ぼす過程 (Processes) の略称

(注2) 天然事象と便宜的な境界の間で生ずる FEP (External FEP)

- ・ 火成活動
- ・ 地震・断層
- ・ 隆起・侵食
- ・ 気候（海面）変動
- ・ 人間活動

これらの各シナリオを設定・評価・分析するための定量化モデルやパラメータの取り扱い方に関する検討（ステップ D）を行った後、基本ケースに対する定義（ステップ E）と、その専門家によるレビューを経て、基本ケースの具体的な定量的分析（ステップ F）を行う。さらに、基本ケース以外の考慮すべきケース（変動ケース）をリスト化した後、その解析及び基本ケースとの比較を行う（ステップ G）。以上の解析が上記 5 つのシナリオ全てについて終了した後、これらのシナリオを組み合わせたケースについて、シナリオを定義し、解析する（ステップ H）。以上の手順は、図 1-1 で模式的に示す一連のステップから構成される。即ち、ステップ A～E は、検討対象のシステムに対する PSM の特定、構築、説明に関するものである。ステップ F～G は詳細なプロセスシステムのモデル化、文献資料の調査、専門家の判断、境界条件における時変数の考慮、およびニアフィールド（以下、NF と略記）の性能やファーフールド（以下、FF と略記）への影響に関する総合的評価に基づく定量的シナリオ分析を完結させるものである。

これまでに、火成活動、地震・断層、隆起・侵食、気候変動、人間活動を対象として、各事象ごとに地下水シナリオに対する影響の解析フレームを検討し、評価・解析を実施してきている（表 1-1 参照）。

今年度は、これまでに得られた成果を踏まえて、第 2 次取りまとめ報告書への反映とともに国によるレビューへの対応の準備として、火山・火成活動、地震・断層及び隆起・侵食について地下水シナリオに対する解析評価を拡充する（2 章～4 章）とともに、天然事象が複合する場合について解析評価を行う（5 章）。また、地下水以外のシナリオによる影響等についても多角的な検討を実施する（6 章）。

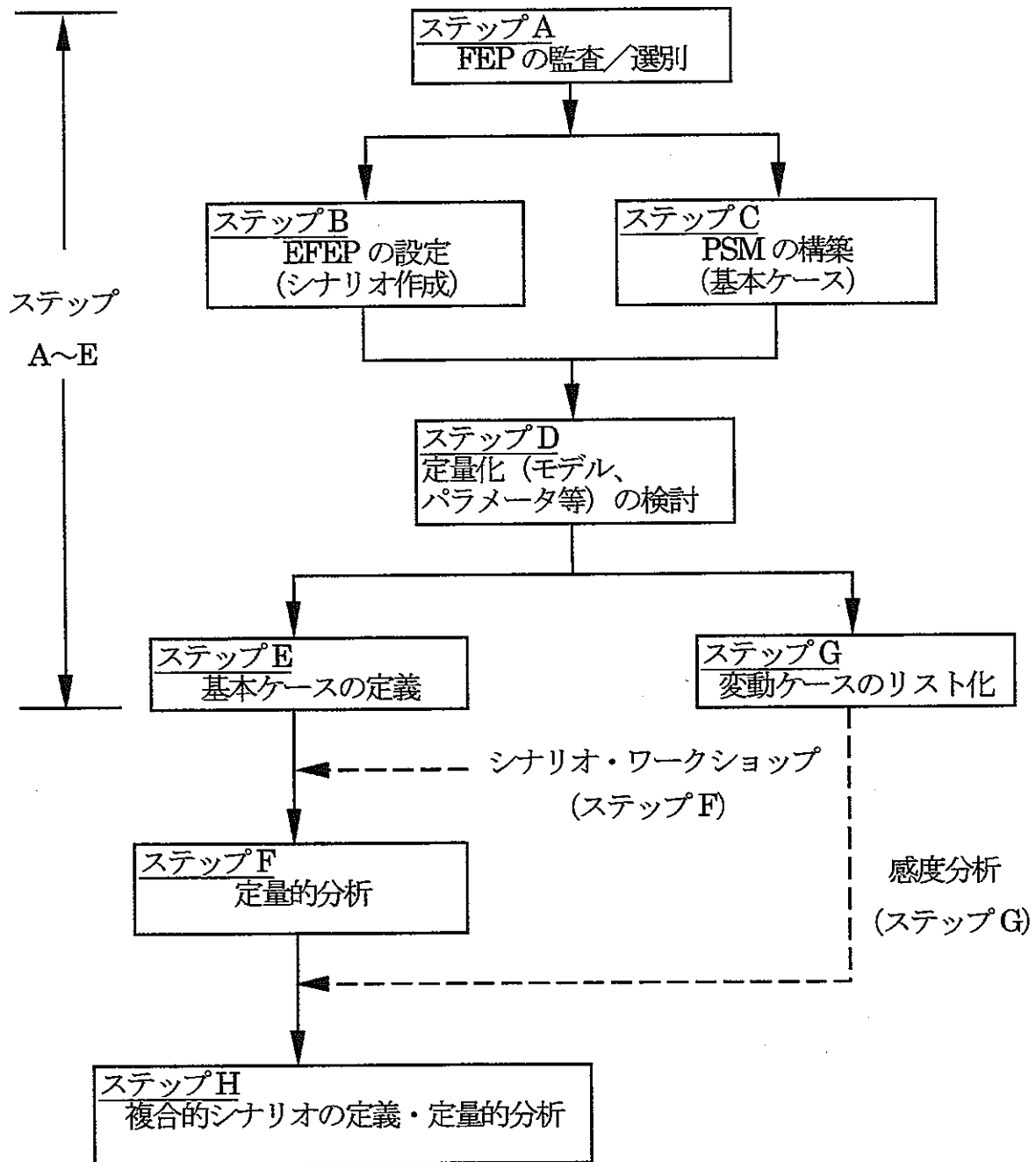


図 1-1 H12 レポートのための各シナリオの
プロセス・システム・モデル分析におけるステップの流れ図

表 1-1 地下水シナリオに対する天然事象の影響評価研究

研究項目		火成活動	地震・断層	隆起・侵食	気候変動	人間活動
A	地下水シナリオにおける FEP ^{*1} の監査・選別	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み
B	EFEP ^{*2} の設定と関連する現象等の調査	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み
C	天然事象に起因する影響の伝搬に関する概念モデル ^{*3} の検討	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み
D	概念モデルの定量化のための個別モデルやパラメータの調査・検討	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み
E	影響評価の基本フレーム(基本ケース)の検討	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み
F	基本ケースに対する解析フレームの設定・評価	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み	実施済み
G	基本ケース以外の影響パターン(変動ケース)に対する解析フレームの検討・設定・評価	一部継続	一部継続	一部継続	実施済み	実施済み
H	複合的な影響を考慮した解析フレームの設定・評価	実施 (H10 年度より継続)				

*1: 特徴 (Features)、事象 (Events)、影響を及ぼす過程 (Processes) の略称

*2: 天然事象と便宜的な境界の間で生ずる FEP (External FEP)

*3: EFEP 連鎖内、FEP 連鎖内及び両者間での便宜的な境界を介しての影響の伝搬を表す相関関係図

2. 岩脈貫入

岩脈は、通常、母岩中の既存の軟弱な平面に沿って、冷たい母岩内に貫入する半鉛直状のマグマの複数のシートである。岩脈は、その厚さに対して大きな側面をもつシート状の岩体であり、両側面が母岩と接触している。このような薄いシート状のマグマは、周囲の岩体と接触して冷却し、急速に固化する。岩脈貫入の始まりから冷却までに、母岩は、熱的—水理学的—力学的—化学的摂動を受ける。岩脈が母岩との熱的平衡状態に到達するまでには、母岩の周囲の温度により、10～100年オーダーの期間を要する。化学的摂動は、もっと長期間に亘って続き、透水性の増加をもたらす岩体の亀裂生成のような力学的影響は永続的なものとなり得る。まれには、（シート状の）岩脈が同じ位置に繰り返し貫入し、加熱期間の延長や、潜在的にはマグマの地表への噴出に通じ得る。

平成8年度（MRI, 1997）⁽²⁴⁾は、日本の処分場に関して考えられる潜在的な火山活動シナリオの変動ケースとして岩脈貫入ケースを指摘し、平成9年度（MRI, 1998）⁽²⁷⁾は、このような岩脈貫入に関する概容を検討し、概念的モデルによる評価を行った。ここでは、以上の検討内容をレビュー・改訂し、地下水シナリオ変動ケース（処分場近くへの岩脈貫入）からバリア破損シナリオ（処分場及びEBSの一部を貫通する岩脈貫入）までの範囲に亘り、岩脈貫入変動ケースに関する特別の計算ケースを提示する。

平成10年度（MRI, 1999）⁽²⁹⁾では、処分場の上流側のある位置に単一岩脈貫入が発生し、EBSの周りの流速が1年間急増し、マグマ水（SRLP）によるEBS地下水化学の変質が1000年間続くというシナリオを提示した。また、FFモデルでは、岩脈貫入によって地下水化学変化が岩脈貫入後の500年間で始まり、開始後500年間続くものとした。さらに、地下水流速は、1年間急増するものと想定した。

ここで提示する新たなシナリオでは、処分場を横断する単一の岩脈貫入が生ずるものと想定する（後述の図2-1 a, b参照）。

伸張場の断層では、岩脈は図2-1 aに示す主要な水みちである断層で示される既存の軟弱な断面に沿って貫入する傾向が大きいと考えられるため、このような想定事象が実際に生ずるとは考えにくい。しかし、岩脈の処分場への貫入による潜在的影響は、より重大な関心事であると考えられる。

岩脈貫入に関するここでの検討は以下のように構成される。2.1節では、平成9

年度(MRI, 1998)⁽²⁷⁾ にモデル化した熱水学的連成モデルから平成 10 年度(MRI, 1999)⁽²⁹⁾ に導かれた規模、期間及び影響の想定の妥当性について、最近のナチュラル・アナログデータに基づく検討を行う。このような検討によって提示された岩脈貫入による影響は、信頼性のあるものとの強い確信が得られた。2.2 節では、処分場への岩脈貫入の一般的な概念モデルを設定する。2.3 節では、廃棄物パッケージが岩脈貫入によって直接破損することのない地下水シナリオ変動ケースについて述べ、岩脈に隣接する廃棄物パッケージにもたらされる熱的—水理的—力学的—化学的 (THMC) 効果に関連した影響を提示する。2.4 節で述べるバリア破損シナリオでは、岩脈が廃棄物パッケージのわずかの部分と交叉し、破壊する場合の影響、さらに、岩脈に隣接する廃棄物パッケージへの THMC 効果について述べる。

2.1 岩脈貫入による熱的—水理学的—力学的—化学的影響の想定に対する

ナチュラル・アナログによる検証

平成9年度 (MRI, 1998) ⁽²⁷⁾ の計算では、単一の岩脈貫入による母岩の熱的—水理学的—力学的—化学的 (THMC) 効果に対する推定が行われた。そこでは、貫入温度 1200°C の玄武岩質岩脈から 0.5m 以内において、1年目に最高温度 231°C まで温度が上昇し、10年以内に 50°C (以下) まで低下すると計算された。岩脈から 100m の地点では、岩脈貫入から 100年後に最高温度約 33°C (これは、想定した初期の周囲温度よりわずかに 3°C だけ高いもの) になった。

流体の空隙圧の応答も、場所と時間に強く依存して異なる。岩脈から 0.5m の地点では、岩脈貫入後 1年以内に最高圧力 200 バールが出現し、また岩脈から 100m の地点では、やはり岩脈貫入後 1年以内に最高圧力 79 バール (周囲の流体圧 64 バールに対し) に達する。この一時的な圧力上昇の結果、最大流速 3m/y が生ずるものと計算されるが、これは、想定した周囲の流速よりおよそ 4桁大きな値である。推定される応力上昇は地圧を上回り得る 75MPa であり、そのような影響は、流体圧が最大となる岩脈から数 m 以内の場所に限られるものの、岩体破碎や透水性の永続的増加をもたらす得る。

岩脈貫入の化学的影響は、次の 2点に分けられる。

- ① マグマ水の岩脈から周囲の地下水への質量移行
- ② 温度上昇によって加速される鉱物学的変質

平成10年度 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾ では、熱的パルスの規模と持続期間^{註)} が短いために人工バリアの鉱物学的変質、特に緩衝材のスメクタイトからイライトへの変化を効果的に引き起こすことはない判断し、①の観点を検討対象とした。

以上の計算並びに検討から得られた影響結果 (MRI, 1998) ⁽²⁷⁾ は、岩脈貫入に関する最近のナチュラル・アナログ研究 (EURATOM, 1998) ⁽⁷⁾ と比較し、妥当性を裏付け得るものである。即ち、これらのフィールド研究との比較により、最高温度、持続期間、鉱物学的変質に関して優れた一致を示す。例えば、フランスの *Col du Perthus* の粘土の豊富な堆積物に最近生じた幅 1m の玄武岩質岩脈貫入

註) 「パルスの持続期間」とは、実質上、ある FF 移行経路全体が変化後の状態へ移行するのに要する時間、のことであり、「パルス伝播時間」と同意。

事例では、岩脈から 1m 以内の地点で最高温度が 250℃となっている。さらに、この温度はおよそ 100 年近く持続した（持続期間が長いのは、周囲の温度が平成 9 年度（MRI, 1998）⁽²⁷⁾ で想定した 33℃に対して、*Col du Perthus* では 120℃であったためと推察される）。*Col du Perthus* 岩脈に関する詳細な鉱物学的評価によると、母岩のス멕タイトがややイライト化しているが、それは岩脈との接触面から 0.5m 以内の範囲に限られていることが示された。

2.2 処分場への岩脈貫入に関する概念モデル

図 2-1 は、HLW 処分場へ貫入する岩脈の概念モデルを表わす。

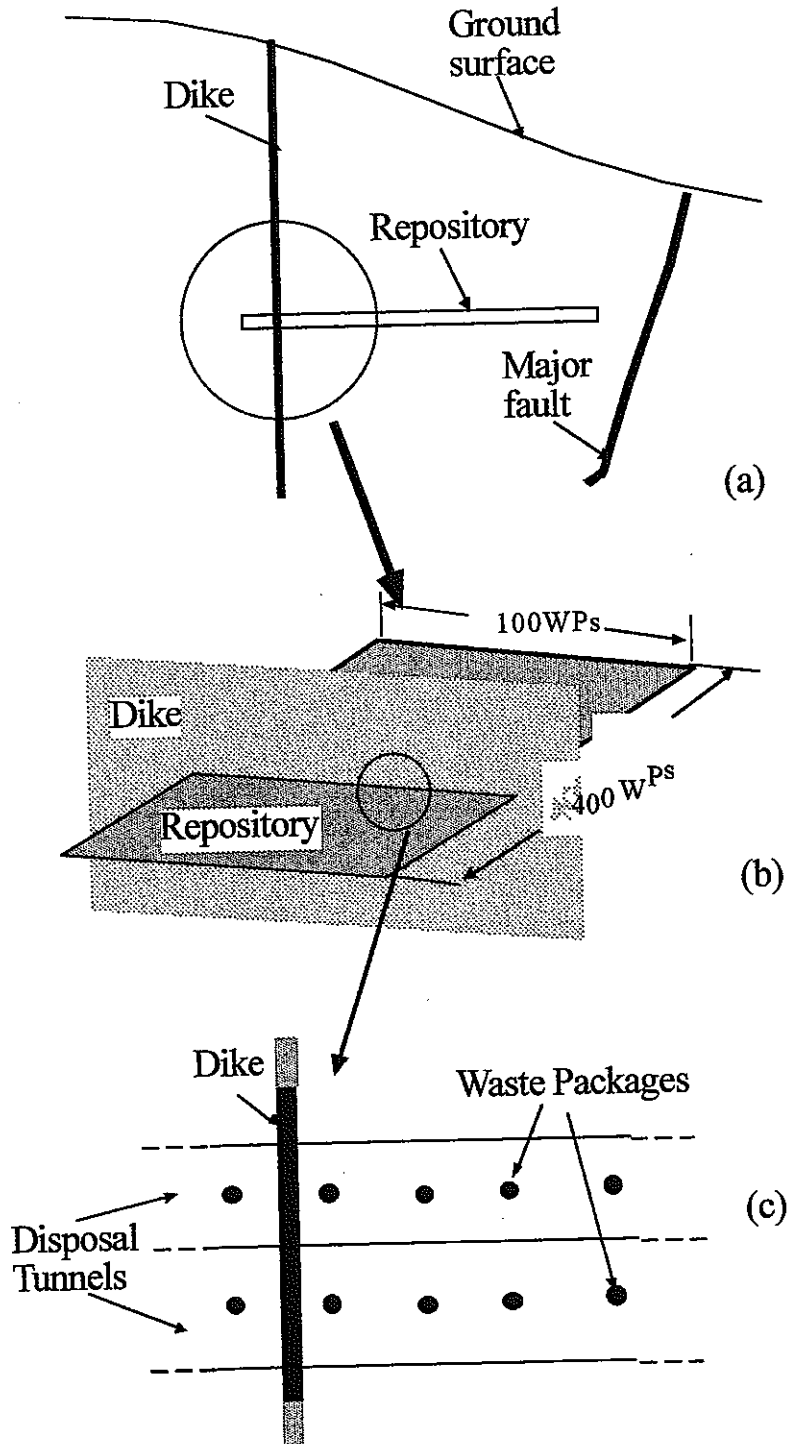


図 2-1 処分場への岩脈貫入のシナリオ概念図

幅1mの単一の玄武岩質岩脈が将来のある時点に深度500mの処分場を瞬時に貫通するものと想定する。今までのシナリオ計算結果によると、 10^3 年（想定された閉じ込め期間）から 10^6 年の間のいかなる時点で生じるシナリオ起点事象によってもたらされる影響も、その発生時点にはあまり影響されないと言える。それは、短半減期核種のCs-137やSr-90以外の主要な線量率寄与核種は全て、10万年よりずっと長い半減期をもっているからである。地下水シナリオ変動ケース並びにバリア破損シナリオによって生じ得るある特定の影響について以下の節で検討を行う。

2.3 岩脈貫入による地下水シナリオ変動ケース

このケースでは、(図 2-1(c) に示されるように) 岩脈がどの廃棄物パッケージにも直接衝突しないと想定した。即ち、岩脈は、廃棄物パッケージの埋設坑間に貫入することを意味する。岩脈からの距離に基づき、影響を受ける廃棄物パッケージを2つのカテゴリーに分類する。

大きな影響を受ける廃棄物パッケージは、岩脈に隣接するものである。岩脈の片側には、埋設坑当たり 100 本の廃棄物パッケージが存在すると考えると、全部で 200 本の廃棄物パッケージが大きな影響を被ることになる。この影響には、(平成 9 年度 (MRI, 1998) ⁽²⁷⁾ で計算された最大圧力変化 $\Delta p \approx 150$ バール、最高温度変化 $\Delta T \approx 220^\circ\text{C}$ といった) 高温高圧状態とこれによる空隙水の熱的膨張が含まれる。また、空隙流体の速度(流速)の増加及び EBS 周囲の母岩に早急に生じ得る亀裂生成も含まれる。この温度上昇と持続期間(5 年以内)では、ベントナイト緩衝材のイライト化は生じないと考えられる (EURATOM, 1998) ⁽⁷⁾。

緩やかな影響を受ける廃棄物パッケージは、岩脈から 5m 以上離れたところにあるものである。例えば、岩脈から約 100m 離れた地点では、温度、圧力の上昇は、緩やかである ($\Delta p \approx 15$ バール、 $\Delta T \approx 3^\circ\text{C}$)。岩脈近傍に蓄積した圧力は、圧力波を下流に伝播させることによって消散し、その結果、下流側の空隙流の流速がパルス状に変動する。このパルス流速の大きさと到達時点は、表 2-1 に示すように、岩脈からの距離によって変わるものとする。

表 2-1 岩脈貫入による地下水流速パルス*1

岩脈からの距離	流速の増加 ファクター	パルスの持続期間*2	流速のパルス以後の 減衰ファクター*3
0.5m	10 ⁴	0-0.1yr	10 ⁻²
100m	250	0.1-0.5yr	0.5
200m	200	0.1-1yr	0.7
300m	10	0.1-2yr	0.9
>400m	<5	1-5yr	1.0

*1 これらの数値は、平成 9 年度報告書の図 39 (MRI, 1998) (27) に基づいて設定した。

*2 p2-3 の脚注参照 (以下、同様)。

*3 貫入した岩脈の固化に伴う地下水の流れ阻害による減速の結果生ずる、岩脈貫入前の周囲の流速 ($3.27 \times 10^{-4} \text{m/y}$) に対する比率。

表 2-1 の第 4 列は、岩脈固化によって生ずる流れの阻害効果を考慮するものである。ある程度の影響を受ける廃棄物パッケージ数は、処分場レイアウトに対する岩脈貫入位置によって異なるものとなる。

空隙流の流速増加の効果のモデル化は、MESHNOTE の入力に必要な EBS の“混合槽フラックス”を表 2-1 に従って修正することで達成し得る。大きな影響を受ける廃棄物パッケージの FF 流れ場は、穏やかな影響を受ける廃棄物パッケージのものとは異なるものと考えらるべきである。これをモデル化するため、TIGER の入力において、流速パルスの到達時点を、大きな影響を受けるものと穏やかな影響を受けるものとで異なった設定を与える。また、母岩の不均質性を考慮するため、9 つの流路を設定し、各流路毎に放射性核種の移行計算を行うものとする (Makino, 1999) ⁽¹⁸⁾。各流路の透水量係数が異なる (補・表 1(3) 参照) ため、岩脈貫入によって生ずる高圧パルスの伝播性も各流路毎に異なる。高透水量係数を有する流路では、低透水量係数の流路より、パルス伝播速度が速くなる傾向がある。ある流速増加ファクター (表 2-1 参照) に対し、各流路の増加速度は、周囲の流速 (補・表 1(3) 参照) に流速増加ファクターを乗ずることによって、それぞれ算出することができる。次に、この増加速度で流路長 (100m) を除することにより、パルスの持続期間が求められる。従って、パルスの持続期間は、各流路毎に異なる。

大きな影響を受ける廃棄物パッケージの周囲の母岩に早急に生じ得る熱的、力学的 (亀裂生成) 影響のモデル化として、流路の第 1 区間^{註)}に接続する岩体マトリクス上のマトリクス吸着並びに拡散をゼロと設定し、シミュレーションを行う。

大きな影響及び穏やかな影響を受ける廃棄物パッケージの周囲の緩衝材では、マグマ流体との混合により、地下水化学が FRHP (Fresh water under Reduced conditions with High pH : 還元性高 pH 淡水地下水) から SRLP (Saline water under Reduced conditions with Low pH : 還元性低 pH 高塩濃度地下水) に変化する (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾。これらの流体は、最終的には FRHP 地下水によって希釈され再び FRHP の状態となる。平成 10 年度のシナリオと同様、今回もこの化学的変化が EBS では 1000 年間続き、また、FF では岩脈貫入後の 500 年間で始まり、開始後 500 年間続くものとする。

註) 解析上数区間に分割される流路の最も岩脈貫入部に近い区間。ここでは、岩脈までの距離 10m 以内の区間とそれ以外の区間の 2 つに分割された流路のうちの前者のこと。

2.4 岩脈貫入によるバリア破損シナリオ

このケースでは、岩脈が有限個の廃棄物パッケージに直接衝突することを想定する。影響を受ける廃棄物パッケージを次の3つのカテゴリーに分類する。

- ① 岩脈と直接衝突する廃棄物パッケージ
- ② 大きな影響を受ける廃棄物パッケージ
- ③ 穏やかな影響を受ける廃棄物パッケージ

図 2-2 に示すように、本シナリオでは、100 本の廃棄物パッケージが岩脈と直接衝突・破壊し、多分、EBS 材がマグマ内に混入して移行・溶解し、再結晶化するものと想定する。もし岩脈の上半部が大気まで噴出すれば、この EBS 材の一部は、地表まで運ばれ得る。直接破壊する廃棄物パッケージに加え、大きな影響を受ける廃棄物パッケージを 200 本とし、残りは、穏やかな影響を受ける廃棄物パッケージとする。これは、2.3 節の地下水シナリオの場合と同じである。

本シナリオを実行するための MESHNOTE 及び TIGER の入力ファイルの修正は上記②③については、2.3 節の地下水シナリオの場合と同じである。他方、上記①に関しては、破壊され、地表まで運ばれ得る廃棄物パッケージのモデル化は行わない。このような物質がどのように解析され得るかについては、2.6 節で定性的に考察する。

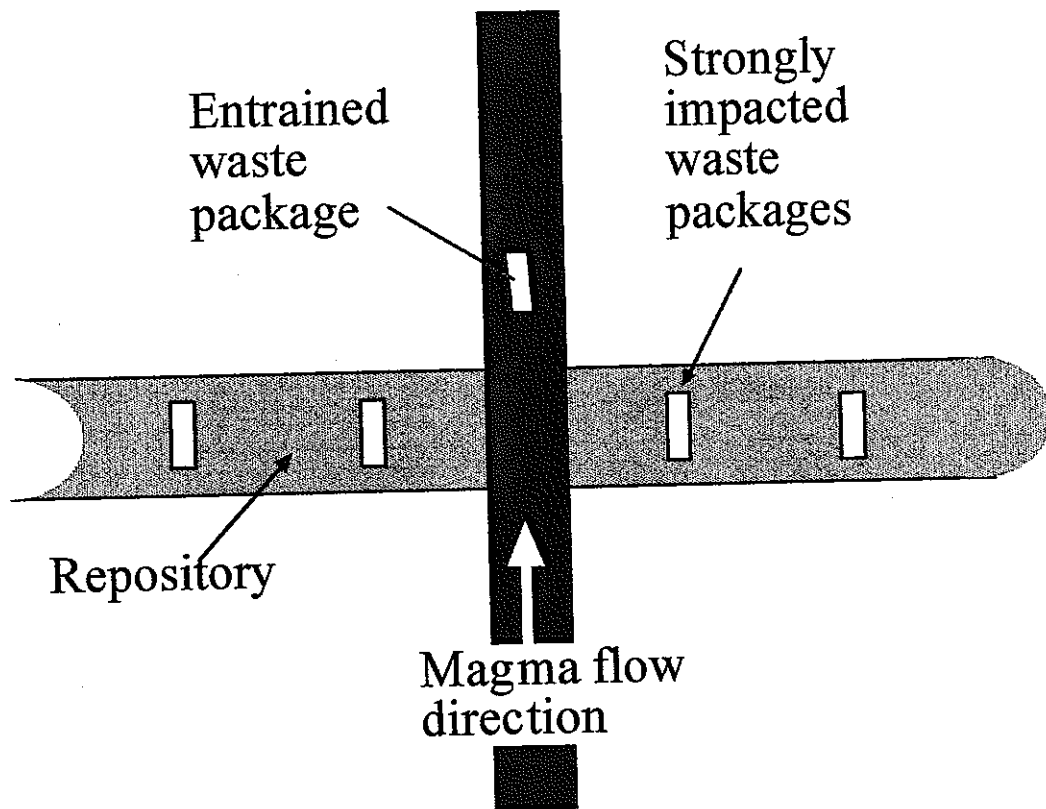


図 2-2 岩脈貫入におけるバリア破損シナリオの概念図

2.5 岩脈貫入シナリオのデータファイル：大きな影響並びに穏やかな影響を受ける廃棄物パッケージ

MESHNOTE の入力で変更するパラメータは、溶解度、分配係数、“混合槽フラックス”（EBS と母岩との境界点での流速を設定）及び“スイッチタイム”（時間変化をする事象をシミュレーションするために、いくつかのパラメータ値の変化時点を設定）である。TIGER の入力で変更を受けるパラメータは、“タイムピリオド”（時間変化をする事象をシミュレーションするために、いくつかのパラメータ値の変化時点を設定）、“岩種—ジオメトリ”（岩体の名称、岩体マトリクスの深度、岩体マトリクスのセル数を設定）、“岩種—フィジカル”（岩体マトリクスの拡散係数、空隙率、密度を設定）、“チャンネル—ジオメトリ”（流路チャンネルの名称、断面積、セル数、岩体マトリクスの種類を設定）及び“分配係数”（放射性元素の母岩における分配係数を設定）である。

2.6 破壊される廃棄物パッケージの評価

ここでは、2.4 節で述べたバリア破損シナリオに対する定性的検討を行う。本シナリオでは、破壊する廃棄物パッケージが発生する。MESHNOTE-TIGER コードは、（例えば HLW が、貫入した岩脈中に突然運び込まれるような）バリアのコンポーネントの大きさのみならず空間上の相対的な位置の変化もしくは異なるコンパートメントへの転換がなされるような場合について、廃棄物パッケージからの核種放出を容易に評価できるような設計・配慮がなされていない。もっと難しい点は、HLW の放射性核種の物理化学的状態や位置が極度に未知であり、推測の域を越えないことである。さらに、このようにマグマ中へ運び込まれる放射性核種の解析に必要と考えられるデータの多くについては利用できるものはない (*Barr et al.*, 1993) ⁽²⁾。

破壊された廃棄物パッケージの影響の評価では、慎重かつ体系的なトップダウン型の FEP 分析を必要とする。Yucca Mountain での岩脈貫入解析は、定性的な事例である (*Barr et al.*, 1993) ⁽²⁾ が、そのサイトにおける不飽和水理特性は、飽和状態の処分場には関係ないメカニズムを発生させ、飽和状態の処分場にとって重要で適切なメカニズムを排除してしまう。例えば、玄武岩質岩脈に隣接する岩体で発生する最高温度（～230℃）は、約 300m 地下深部の飽和状態の処分場で（水と蒸気の）2 相流が形成されるには低過ぎる。しかし、Yucca Mountain のような不飽和状態のサイトでは、揮発成分の再分布が主要な放出メカニズムとして認知され得る。文献 (*Barr et al.*, 1993) ⁽²⁾ に引用されている定性的な記述の大部分が飽和状態の処分場に対して無効となるようなもっと多くの事例を引合いに出すことも可能であろう。

ここでは、次のような一般化と考察のみを行うものとする。即ち、HLW が玄武岩質岩脈によって運搬され移行する以下の 2 つの基本モード（現象）を考える。

- ① 放射性核種の溶融物質への溶解
- ② 不溶解性物質の分解・散乱

飽和状態の処分場への岩脈貫入における深度、圧力並びに温度では、揮発性の放射性元素が散乱するガス移行経路の形成は考えられない。

次に、岩脈によって破壊され、とり込まれる HLW 廃棄物パッケージに対し、次の 2 つの基本的移行経路を想定し得る。

- ① 放射性核種が、結晶質鉱物相内の微量元素としてか、あるいは、玄武岩質鉱物に物理的にとり込まれた不溶解性の結晶質相として、冷却された岩脈中に発生し、その岩脈から水に溶けることにより放出される。
- ② 溶岩、噴出する灰やガスとして、噴出口から大気へ放出する。続いて、溶岩と灰は、侵食と風化作用を受けて、再分布し得る。

ホウケイ酸ガラスは、玄武岩質マグマの温度（1200℃）では融解するだろう。ホウケイ酸ガラス内の放射性核種成分がマグマに溶解するかどうかは、ホウケイ酸と玄武岩の各溶融物が互いに混合し得るかどうかには依存し、もしそうならば、溶融物同士の混合効率（それは、接触時間、流量及び温度の関数である）、さらに、生成される混合溶融物への放射性元素の溶解度は、イオンサイズや電荷によって大きく変化し得る。例えば、アクチニドのホウケイ酸ガラスへの溶解度は、一般には数重量%以下であるのに対し、（Csを含む）アルカリ元素は、玄武岩質溶融物に対し、典型的に高難溶性である。

HLW の初期状態も考察対象の一要素となろう。もし、ホウケイ酸ガラスが想定される溶解度制限型の結晶質の変質生成物に変化するならば、このような酸化物／水酸化物／ケイ酸塩の相は、玄武岩質マグマに容易には溶け込まないかもしれない。さらに、HLW の周囲にある塊状の鉄酸化物の腐食生成物は、玄武岩のような鉄分の多いマグマには容易に溶け込まない。磁鉄鉱は、一般に、地表近傍での玄武岩質溶融物の破片中の固体状（即ち、沈殿した）鉱物である。緩衝材の粘土は、水和相であるから、生じた岩脈溶融物中での水の活性度は、かなり変化しやすいものとなり得る。その影響は、粘性、結晶化の温度、沈殿相や希少元素の溶解度及び揮発性成分の離溶傾向といった溶融物の広範な諸性質に強く及ぶ。

EBS の難溶性破片の岩脈溶融物中へのとり込み可能性に関して、このようなマグマ流によって、健全な部位がどのようにして破壊されていくのかに関するデータは存在しない。このような破片を内部に含んだ状態で上昇し続ける可能性は、EBS 物質のサイズ、形状、密度の想定他に、岩脈溶融物の諸性質並びに流体特性に関する想定を与える必要はある（*Philpotts, 1990*）⁽³⁷⁾ もの、ナチュラル・アナログ研究事例（*Barr et al., 1993*）⁽²⁾ によって制限し得る。

表層の岩脈シート内への HLW の運搬・とり込みは、既存の評価コードによるモデル化で対応し得ると考えられる。岩脈における HLW の分散、希釈、化学形

態並びに HLW をとり込んだ岩脈シートの物理化学的特性に関し、様々な限界的想定^{注)}を与え得る。破壊された廃棄物パッケージからの放射性核種の放出に対する概念モデルを、まず探究すべきことが推奨される。

破壊された廃棄物パッケージからの放射性核種の放出に対するもう一つの概念モデルとして、噴出する岩脈によって地表に運ばれた HLW 物質が大気中へ散乱する可能性の検討が考えられる。散乱経路として灰の噴出と溶岩流の双方を解析することとなろう。(揮発性の放射性元素のガス状放出を含む)灰の放出及び溶岩流の各特性は、ナチュラル・アナログ研究から引き出すことが可能であろう。HLW 物質がまず地表に沈積してからは、風化作用、沈積物に対する風水作用の繰り返し、長期に亘る侵食と再沈積、といったことに関して、一連のシナリオを推測することが可能であろう。

以上をまとめると、本研究テーマについて今後具体的な定量評価を行うに当たって検討すべきことは次の2点である。

- ① 飽和状態の処分場内への岩脈貫入に関し、トップダウン型の体系的 FEP 解析を完遂すること
- ② 表層の岩脈にとり込まれる破壊された廃棄物パッケージから放出される HLW に関し、限界的近似を用い、既存の性能評価コードにより、放射性核種の長期的放出を計算すること

注) 各種特性を解析に反映するためにエキスパート判定に基づき想定されるある範囲のパラメータ設定値。

2.7 計算結果

2.7.1 序

ここでは、岩脈貫入についての地下水シナリオ変動ケースとして、処分場と間接的にしか交差しない場合（即ち、どの廃棄物パッケージとも直接衝突しないし、岩脈内への混入・運搬もないケース；2.3 節参照）についての計算例を示す。本変動ケースでは、（処分場閉鎖後）10 万年後の地下処分場近傍に岩脈が貫入することを想定する。この貫入によって、有限個の廃棄物パッケージに対して経時的かつ局所的空間上で生じ得る水理学的、地球化学的影響を考慮する。

本計算では、前年度同様、MESHNOTE-TIGER 計算コード系 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾ を用いる。さらに、処分場からの複数の異なる透水量係数を有する亀裂を確率的な分布を有するものと見なし、一組の独立な移行経路を設定した (Makino, 1999) ⁽¹⁸⁾

(2.3 節参照)。このような移行経路は、地下深部の FF 流動の不均質性をより忠実に記述することになるが、実際に放射性核種の移行に最も寄与し得るのは、いくつかの“高速”流路である。

2.7.2 岩脈貫入の間接的交差ケース（地下水シナリオ）

処分場に近いかれども直接衝突はしない岩脈貫入によって処分場の廃棄物パッケージに及ぶ影響としては、ある範囲の熱的、水理学的、化学的、力学的摂動が想定される。影響範囲とその妥当性については、2.3 節に述べているが、ここで検討する岩脈貫入の影響を次のように分類する。

- ・ 岩脈から 10m 以内の廃棄物パッケージは大きな影響を受ける
- ・ 岩脈から 100m までのところにある廃棄物パッケージは緩やかな影響を受ける
- ・ 岩脈から 200m までのところにある廃棄物パッケージは緩やかな影響を受ける

これらのカテゴリー毎に生ずると想定される水理学的、地球化学的影響を表 2-2 にまとめた。これらの影響カテゴリー毎にそれぞれの計算が行われ、以下の項でベンチマーク（岩脈貫入の影響なし）ケース（以下、BC と略記）との比較を行う。

表 2-2 岩脈貫入の間接的交差ケース（地下水シナリオ）の影響カテゴリー

影響カテゴリー	水理学的影響*1	地球化学的影響	影響を被る処分場の割合 (%)
大きな影響 (岩脈から 10m 以内)	<ol style="list-style-type: none"> 1. EBS の流速が 0.1 年で $BC \times 10^4$ に増加する。 2. FF の流速が 8 年で $BC \times 250$ に増加する。 3. NF 母岩に亀裂が発生する (10m 区間でマトリクス拡散がない)。 4. 岩脈の不透水性により流速が永続的に $BC \times 0.5$ に低下する。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. FRHP から SRLP に変化する (EBS 内では 1000 年間、FF では 500 年後から 500 年間)。 2. ダメージを受けた母岩部分 (10m 区間) で分配係数が永続的にゼロとなる。 	0.25% (廃棄物パッケージ総数 4 万本に対して 100 本)
緩やかな影響 (岩脈から 100m 以内)	<ol style="list-style-type: none"> 1. EBS の流速が 0.1 年で $BC \times 250$ に増加する。 2. FF の流速が 11 年で $BC \times 200$ に増加する。 3. 岩脈の不透水性により、流速が永続的に $BC \times 0.7$ に低下する。 	FRHP から SRLP に変化する (EBS 内では 1000 年間、FF では 500 年後から 500 年間で)。	4.75% (廃棄物パッケージ総数 4 万本に対して 1900 本)
緩やかな影響 (岩脈から 200m 以内)	<ol style="list-style-type: none"> 1. EBS の流速が 1 年以内で $BC \times 200$ に増加する。 2. FF の流速が 211 年で $BC \times 10$ に増加する。 3. 岩脈の不透水性により、流速が永続的に $BC \times 0.9$ に低下する。 	FRHP から SRLP に変化する (EBS 内では 1000 年間、FF では 500 年後から 500 年間で)。	5% (廃棄物パッケージ総数 4 万本に対して 2000 本)

BC : ベンチマークケース

FRHP : 還元性高 pH 淡水地下水

SRLP : 還元性低 pH 高塩濃度地下水

*1 表 2-1 の設定値を反映した (付録 E 及び補・図 1 参照)。

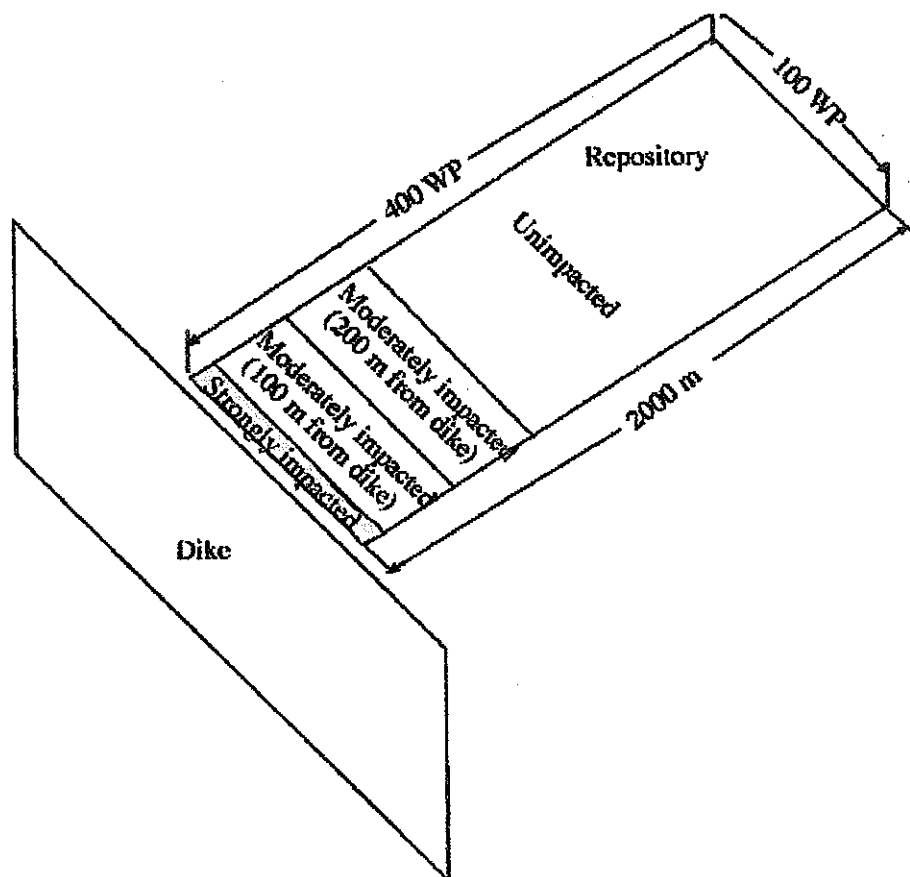


図 2-3 岩脈貫入の間接的交差ケースのモデル概念図

WP : 廃棄物パッケージ

このシナリオ計算の図解を図 2-3 に示す。図 2-3 に示すように、1 つの岩脈が処分場の一端に近い処分場母岩中に貫入すると想定する。岩脈から 200m 以内の廃棄物パッケージが、表 2-2 に示すような異なる規模の影響を受けるものと想定する。流速の増減率は、平成 9 年度報告書 (MRI, 1998) ⁽²⁷⁾ の計算結果に基づくものである。そこでは、温度の急上昇による空隙水の膨張のため、流速増加パルスが岩脈から発し、下流に向かって次第に小さくなりながら急速に伝播していく。TIGER コードの入力ファイルでは、2.3 節でも述べたように、パルスの持続期間は、ある地下水流路の増加した流速でその流路長 (全流路とも 100m と想定) を割ることによって決めている。従って、流量の大きい流路では、流量の小さい流路よりも、流速増加の維持期間は小さくなる。(TIGER 入力ファイルでは、計算の困難さを避けるため、最小持続期間を 0.1 年に設定している。)

大きな影響を受けるカテゴリーは、岩脈に最も近い 100 本の廃棄物パッケージ（処分場総数 4 万本中の 0.25%）に相当する。岩脈周囲の母岩では温度と圧力が上昇する。その結果、EBS の流速は、短期間（約 0.1 年間）で 4 桁増加し、FF の流速は、地下水流路に基づき、8 年以内で 250 倍に増加する。その後、この流速パルスは、BC より若干小さな値（0.5 倍）に急速に低下する。流速のこのような長期に亘る低下は、固結した岩脈によって物理的障壁が永続的に形成されることによる。空隙水の過剰圧力による亀裂や節理の発生が予想されるため、EBS の近傍 10m の母岩部分がダメージを受けてマトリクス拡散と分配係数がゼロになるものとしてモデル化する。

地下水化学が（岩脈からのマグマ流体の付加により）FRHP から SRLP 状態に変化すると想定される。この地下水化学の変化は、影響を受ける母岩において、岩脈貫入後 500 年間続くものとする。その後、地下水組成は、再び FRHP に戻るものとする。EBS 内での FRHP から SRLP への変化は、EBS 内でのゆっくりとした拡散支配の輸送メカニズムのため FF よりも長くかかり、1000 年間続くものと想定される。その後、再び FRHP に戻るとする（MRI, 1999）⁽²⁹⁾。

大きな影響を受ける廃棄物パッケージの領域（図 2-3 参照）の次に、岩脈から 100m 以内に位置する廃棄物パッケージ 1900 個（総数 4 万本の処分場の 4.75% に相当）が存在する。これらの廃棄物パッケージは、EBS の流速が 0.1 年以内で 250 倍に、また、地下水流路に従って、母岩の流速が 11 年以内で 200 倍に増加する、という意味で、岩脈貫入による緩やかな影響を受けるとされるものである。亀裂生成による母岩へのダメージは存在しない。EBS と母岩の双方における地下水化学の変化は、大きな影響を受ける廃棄物パッケージの場合と同じものとする。パルス後の流速は固結した岩脈の流れ阻害のため、0.7 倍に永続的に低下するものとする。

岩脈から 200m 以内にある廃棄物パッケージもまた、岩脈により緩やかな影響を受けると想定される。この影響カテゴリーは、2000 個の廃棄物パッケージ（総数 4 万本の処分場の 5% に相当）により構成される。このカテゴリーでは、EBS の流速は短期的（1 年以内）に 200 倍に増加する。母岩の流速は、1 桁増加する。このパルス状流速は、地下水流路に基づき、0.2 年～210 年間続く。その後 FF 流速は初期値である BC 値よりわずかに小さな長期的流速（岩脈による阻

害のため、BC×0.9) に戻る。EBS と母岩の双方における地下水化学の変化は、大きな影響を受ける廃棄物パッケージの場合と同じと想定する。この廃棄物パッケージのカテゴリーでは、母岩へのダメージはないものとする。

これらの影響の大きさ、持続期間、分布は、貫入岩脈の特性並びに処分場設計、処分場から岩脈までの距離及び信頼できる基盤からうまく定義することのできないようなその他の遠い将来の処分場特性に依存する。それ故に、岩脈の影響は、モデル化、実験及びナチュラル・アナログ（例えば、2.1 節参照）に基づいて検討されなければならない。仮定された間接的岩脈貫入によって生じ得るもっと広範囲の潜在的影響を調べるために、他の変動ケースを検討することも可能であろう。

(1) 計算結果：ベンチマークケース (BC)

各変動ケースの影響を評価するため、まず BC の計算を行う^{註)}。本ケースの計算は以下の通りである；

各核種に対し、EBS からの放出を MESHNNOTE によって計算する。次に、JNC 殿が定義した 9 つの地下水流路 (Makino, 1999) ⁽¹⁸⁾ に対し、地質圏での放出を 9 回の TIGER 計算によって求める。第 i 核種の地質圏での全放出率は、以下の JNC 殿提供情報 (Makino, 1999) ⁽¹⁸⁾ より算出される：

$$q_{i,total} = \sum_{j=1}^9 p_j q_{i,j} \quad (2-1)$$

ここで、 p_j ：一つの廃棄物パッケージが第 j 流路と連結する確率

$q_{i,j}$ ：第 i 核種の第 j 流路からの放出率

註) JNC 殿との検討結果に基づき、本年度の研究において設定したベンチマークケース (BC) の入力データ (溶解度、分配係数、EDZ 流量、拡散係数、線量換算係数) 一覧を補表 1 に示す。本ケースの地下水化学は、FRHP である。

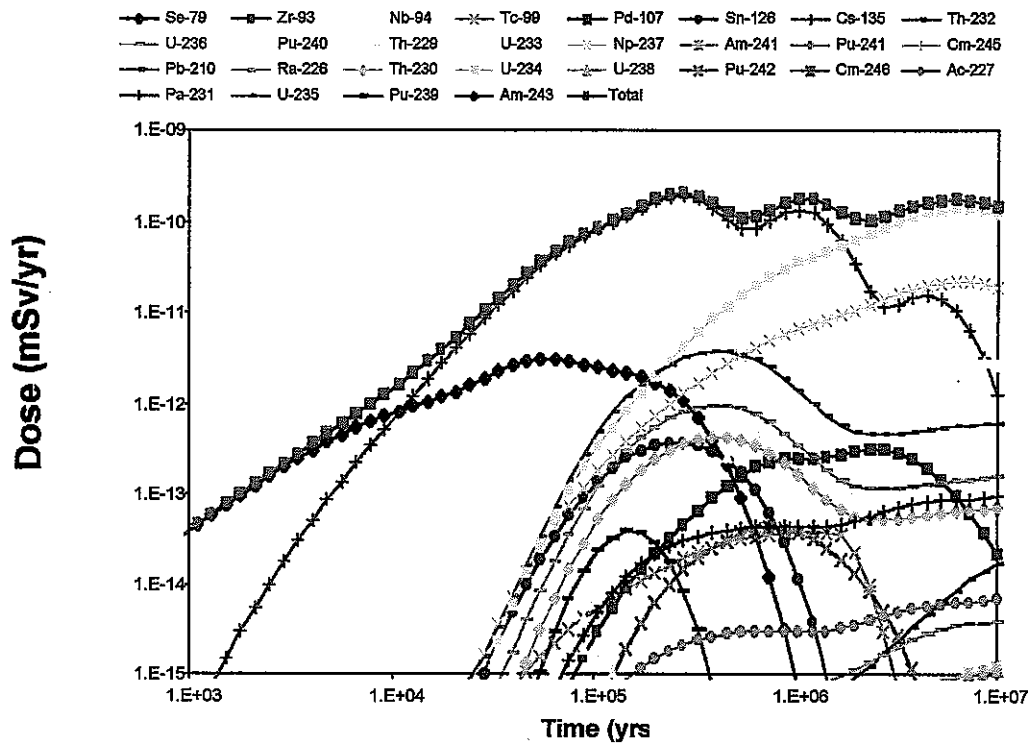


図 2-4 ベンチマークケース計算結果：線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

図 2-4 は、単体廃棄物パッケージのインベントリに基づく主要な放射性核種の BC での放出（線量）率曲線を表わしている。主要核種は、図 2-4 に示される全放出率曲線に大きく寄与しているものであり、それらは、処分場閉鎖後最初の 1 万年間は Se-79 であり、続いて Cs-135、さらに 100 万年以降は Th-229 と Np-237 となっている。後述の変動ケースでも、Th-229、Np-237、Cs-135 が主要な線量率寄与核種となっている。

9 つの地下水流路毎に流速が異なっているため、放出率は、母岩のマトリクス拡散及び分配係数といった遅延効果の変化に基づき、各流路毎に大きく異なる。例として、 10^7 年以内の Cs-135 の 9 つの流路毎ピーク放出率を表 2-3 に示す。

表 2-3 (本計算から得られた) Cs-135 のピーク放出率と流路関連

パラメータ (Makino, 1999) ⁽¹⁸⁾

流路	流速 (m/yr)	断面積 (m ²)	単位濡れ 表面積(1/m)	流量 (m ³ /yr)	確率	放出率 (Bq/yr)
1	0.0475	2.11E-02	1.662E6	6.27E-06	0.006268351	3.24×10 ⁻¹⁷⁵
2	0.114	8.75E-03	6.9E5	3.10E-05	0.030997628	1.87×10 ⁻¹¹⁵
3	0.275	3.63E-03	2.87E5	1.05E-04	0.105043707	4.88×10 ⁻⁶⁰
4	0.663	1.51E-03	1.19E5	2.18E-04	0.218361055	2.91×10 ⁻¹⁸
5	1.60	6.27E-04	4.94E4	2.79E-04	0.278658518	0.35
6	3.84	2.60E-04	2.05E4	2.18E-04	0.218361055	662.0
7	9.25	1.08E-04	8.53E3	1.05E-04	0.105043707	1.14×10 ⁴
8	22.3	4.49E-05	3.54E3	3.10E-05	0.030997628	5.08×10 ⁴
9	53.7	1.86E-05	1.47E3	6.27E-06	0.006268351	9.11×10 ⁴

表 2-3 に示される (2-1) 式中で定義された地下水流路関連パラメータと確率は、JNC 殿からの提供情報 (Makino, 1999) ⁽¹⁸⁾ によるものである (補・表 1(3) 参照)。単位濡れ表面積も、流路毎に大きく変化している。このパラメータは、母岩マトリクスへ拡散して吸着され得る核種の量を左右する。従って、遅い流路 (例えば、第 1、第 2 流路) では、多くの核種は、マトリクス拡散と吸着によってマトリクス中に保持される。他方、最も速い流路 (例えば、第 8、第 9 流路) では、地質圏中を迅速に移行するため、移行中に母岩マトリクスへ拡散する機会が少なくなる。このため、全流路間での流速の変化は 3 桁しかなくても、放出率の変化は $10^{-18} \sim 10^5$ (Bq/y) の広範囲にわたる。これより、全放出率は、高速流路からの放出によって支配される (流路の確率の変化は、2 桁以下であるため、高速流路からの放出の寄与を上回らないことに留意されたい)。これは、後述する変動ケース計算結果でも見出される重要な結論である。

図 2-4 から見出されるもう一つの論点は、いくつかの放射性核種の放出率に複数のピークが発生している点である。これは、9 つの地下水流路の流速が異なるため、核種の移行速度が異なり、従ってピーク放出時点に差が出てくることによるものである。

図 2-4 に示す線量率は、単体廃棄物パッケージのインベントリに基づくものであることに留意すべきである。処分場からの全線量率は、廃棄物パッケージ総数

を図中の線量率に乗ずることによって得られる。このことは、後述の図の線量率についてもあてはまる。

(2) 計算結果：大きな影響を受ける廃棄物パッケージ

岩脈貫入シナリオの計算は、次のように行われる。まず、MESHNOTE コードによって各核種の EBS フラックスを算出する。次に、このフラックスを用いて、全核種、全地下水流路に対して、TIGER コードによる計算を行い、(2-1)式に従って、9つの流路全ての線量率を加算し、各核種の全線量率を求める。

岩脈貫入シナリオにおいて大きな影響を受ける単体廃棄物パッケージに対する線量率曲線計算結果を図 2-5 に示す。岩脈貫入事象により本質的に全ての線量率曲線には鋭いスパイク状ピークがあらわれている。これらの算出された線量率増加は、BC に対しておよそ 4 桁大きくなっている。この擾動に対する線量率の極度に大きな反応は、地下水流速の高速パルス発生期間においてマトリクス拡散と吸着が実効的に抑制されることによって生ずる。この反応は、SRLP 状態への地下水組成変化による FF 母岩への吸着の低下によって小規模ではあるが全体的に高められる。即ち、すでに吸着されていた物質が、地下水流中に即時に脱着される。

全線量率への主要な寄与核種は、Cs-135、Th-229、Pb-210、Ra-226、Np-237、Pu-239、Ac-227、Se-79、Tc-99 である。地下水化学の変化により、Cs、Se、Ac、Ra の分配係数が低下する。その結果、岩脈貫入事象発生後すぐに、流速の急増と相俟って、これらの放射性核種の放出が急速に増加する。地下水化学の変化は、Ra、Pu の EBS での溶解度を増加させるため、これらの核種の放出率増加をもたらす。他の主要な寄与核種については、流速増加効果が加わって放出ベースラインが高くなるため、放出の鋭い増加をもたらされる。

このスパイク状の線量率増加は、このような影響を受ける廃棄物パッケージが処分場全体のわずか 0.25% と想定されることによって緩和されると言える。もし岩脈貫入位置が一つの廃棄物パッケージから数 10m 以上離れていたとしたら、緩やかな影響のカテゴリーにもっと類似していたであろう、ということに留意すべきである。スパイク発生後、岩脈の不透水性によって生ずる阻害効果による流速低下のため、線量率は BC に比べて低下する。

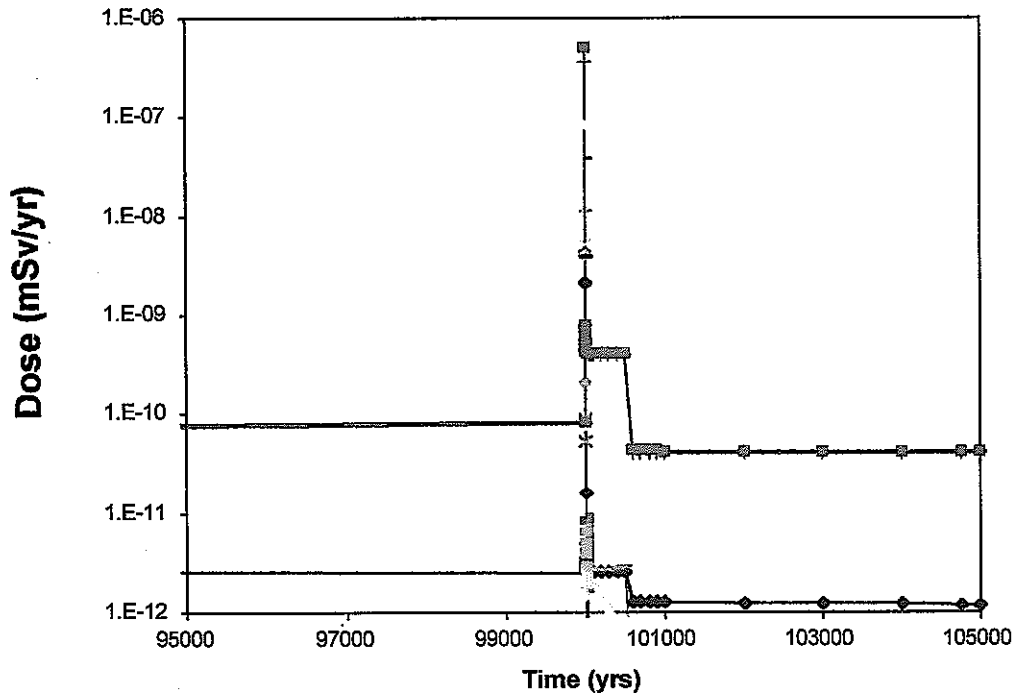
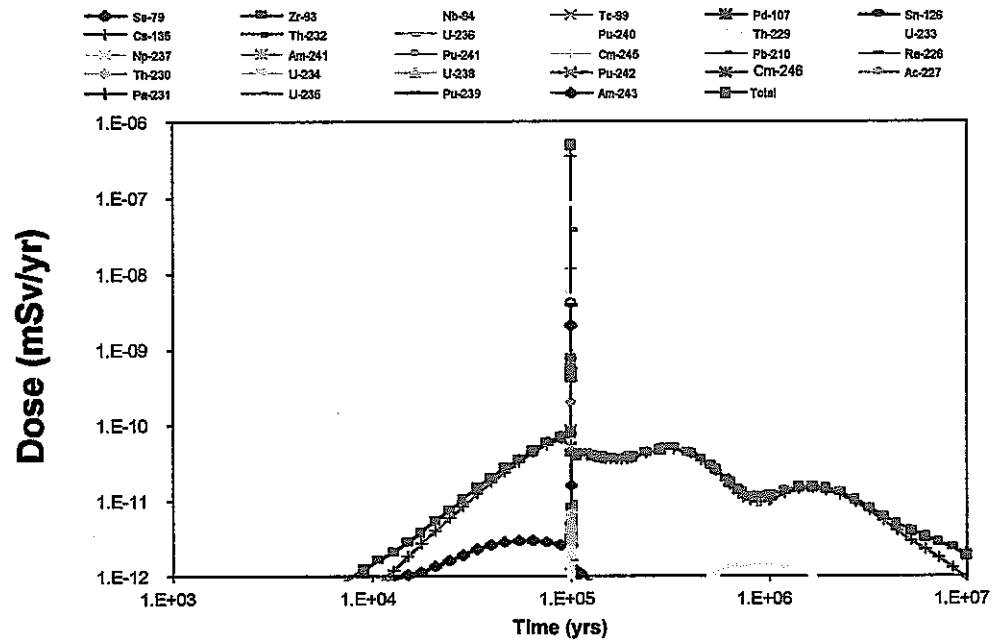


図 2-5 岩脈貫入シナリオ (大きな影響を受ける単体廃棄物パッケージ)

計算結果：線量率曲線

上図：対数時間スケール表示

下図：線形時間スケール拡大表示

(3) 計算結果：緩やかな影響を受ける廃棄物パッケージ

緩やかな影響のカテゴリーに対する計算は、前述の大きな影響を受ける廃棄物パッケージに対するものと似ている。唯一異なる点は、EBS と FF 母岩の双方における流量変化の程度とその持続期間である。

図 2-6 は、岩脈から 10~100m 離れて緩やかな影響を受ける単体廃棄物パッケージに対して計算された放射性核種線量率曲線を示す。前述のように、流量がパルス的に 200 倍に増加し、地下水化学が変化することにより、算出される線量率スパイクは、BC より約 4 桁大きくなる。このケースの主要寄与核種は、大きな影響を受ける廃棄物パッケージの場合と同じである。大きな影響を受ける廃棄物パッケージの場合と比較すると、この影響カテゴリーでは、母岩のダメージは発生せず、EBS と FF 母岩での流量増加が大きな影響を受けるケースよりもわずかに小さくなっている。このため、この影響カテゴリーでのピーク線量率は、大きな影響を受けるケースよりわずかに小さくなる^{註)}。また、緩やかな影響を受ける岩脈貫入シナリオでは、流れの阻害効果も弱まるため、スパイク発生後の線量率低下も、大きな影響を受けるケースより小さくなる。

^{註)} つまり、放出率への影響は、EBS の効果より、FF 母岩での流速増加の効果の方が大きいことを意味する。

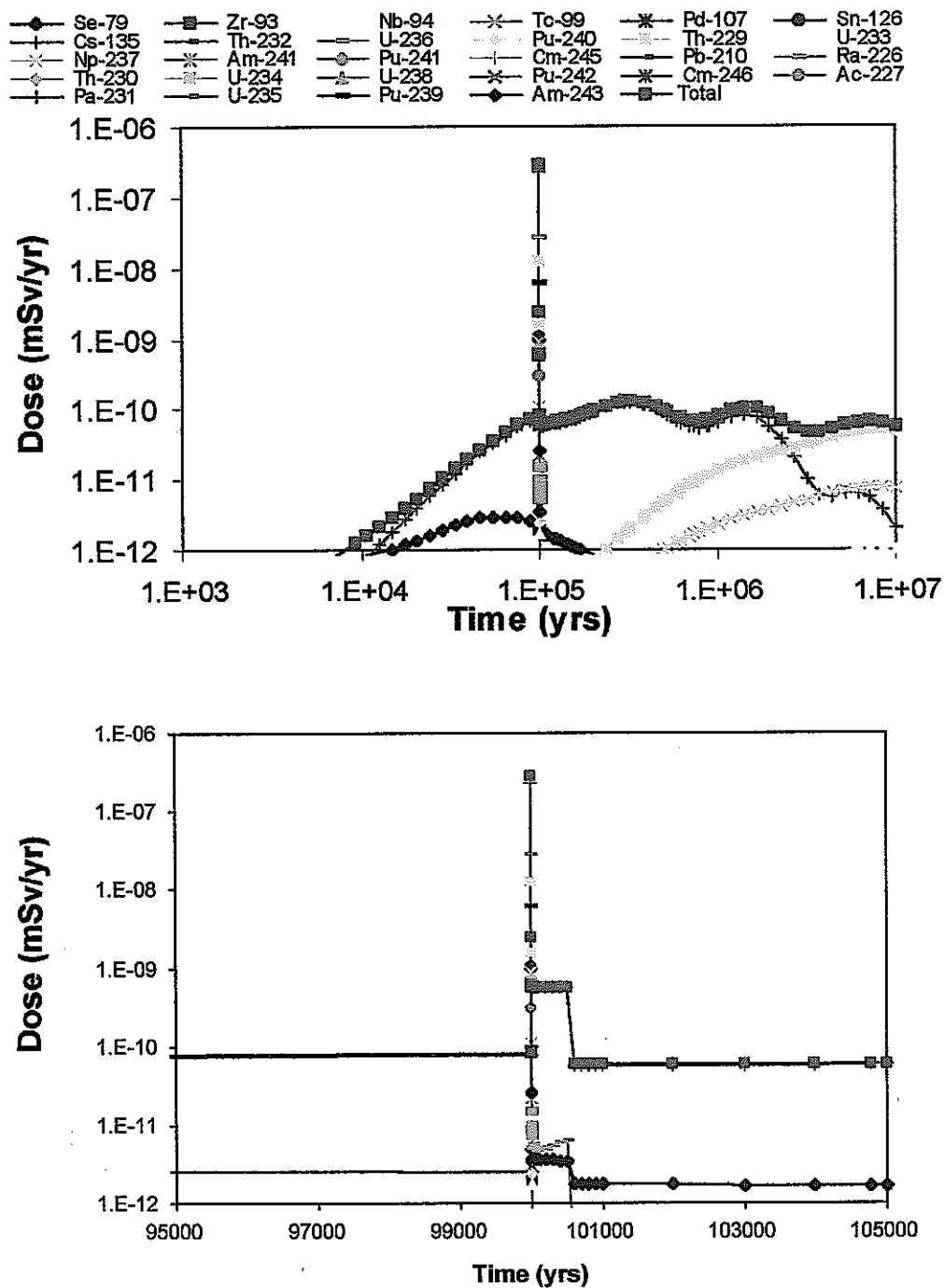


図 2-6 岩脈貫入シナリオ（緩やかな影響を受ける単体廃棄物パッケージ
（岩脈からの距離=10~100m））計算結果：線量率曲線
上図：対数時間スケール表示
下図：線形時間スケール拡大表示

岩脈から約 200m 離れた廃棄物パッケージのケースでは、図 2-7 に示すように、ピーク線量率は、大きな影響を受ける廃棄物パッケージの場合よりも 2 桁小さい。主要寄与核種は、Se-79、Cs-135、Ra-226 であり、これらは、主に地下水化学の FRHP から SRLP への変化に伴う分配係数の低下によって生ずる。特に Ra-226 については、SRLP 状態の期間中の EBS での溶解度が 2 桁増加することが、放出増加をもたらすもう一つの要因となっている。前述の影響カテゴリーで主要であった Np-237 や Th-229 などの核種は、本ケースでは主要寄与核種としてあらわれていない。これは、(1) 項で論じているように、流速と遅延効果の非線形的な相乗効果によるものである。本影響カテゴリーでは、FF 流速は 1 桁しか増加しない（他方、前述の影響カテゴリーでは、2 桁以上増加している）。従って、前述の影響カテゴリーと比べると、本ケースでは、これらの吸着核種がより効果的に遅延され得る。

(4) 全線量率の比較

図 2-8 は、線形時間スケールでの拡大表示により、3 つの影響カテゴリーの全線量率を比較したものである。これより、岩脈からの距離 200m の廃棄物パッケージにおける全線量率が他の影響カテゴリーのものより 2 桁小さいことがわかる。また、3 つの影響カテゴリーのいずれの場合も、100,000 年～100,500 年の間で線量率がステップ状に変化しているのが見受けられるが、これは、FRHP→SRLP→FRHP という地下水化学変化に応じたものである。図 2-8 では、3 つの影響カテゴリーでの流れ阻害効果が、スパイク発生後の線量率低下として見て取れる。線量率の低下は、大きな影響を受ける場合の方が、緩やかな影響を受ける場合より大きくなっている。

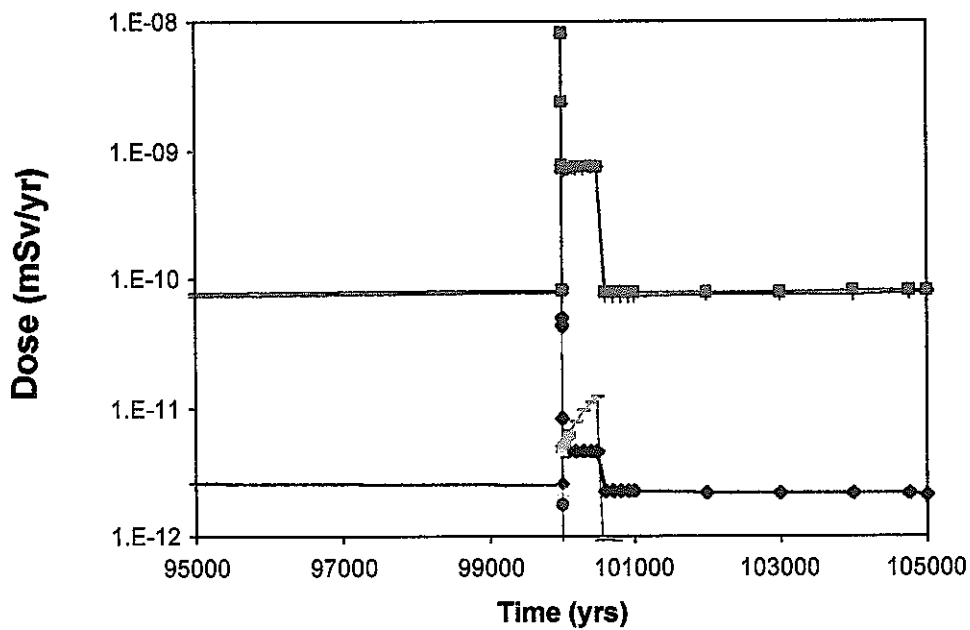
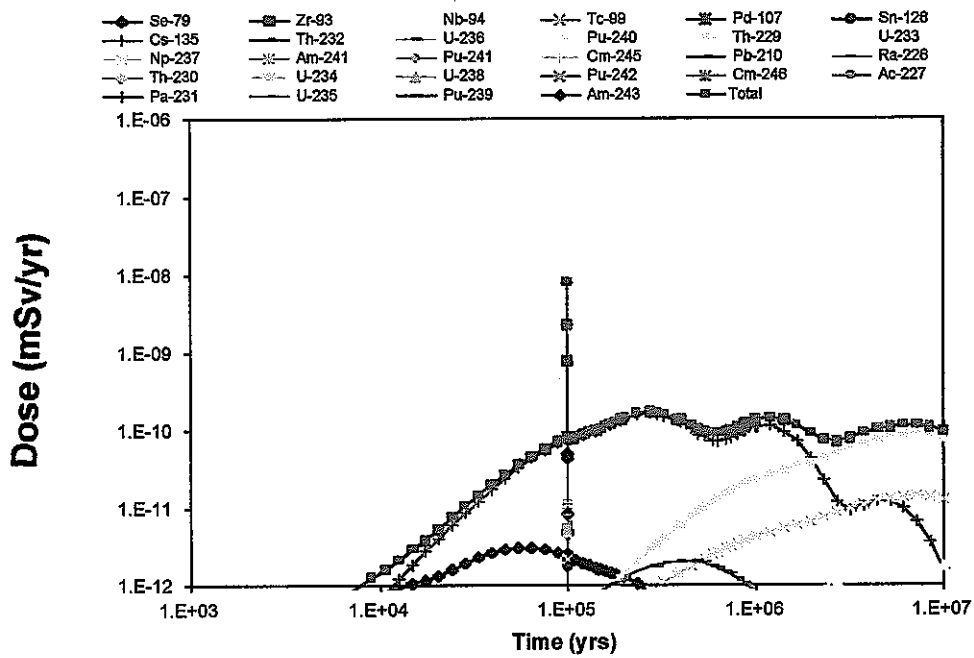


図 2-7 岩脈貫入シナリオ（緩やかな影響を受ける単体廃棄物パッケージ
（岩脈からの距離～200m））計算結果：線量率曲線
上図：対数時間スケール表示
下図：線形時間スケール拡大表示

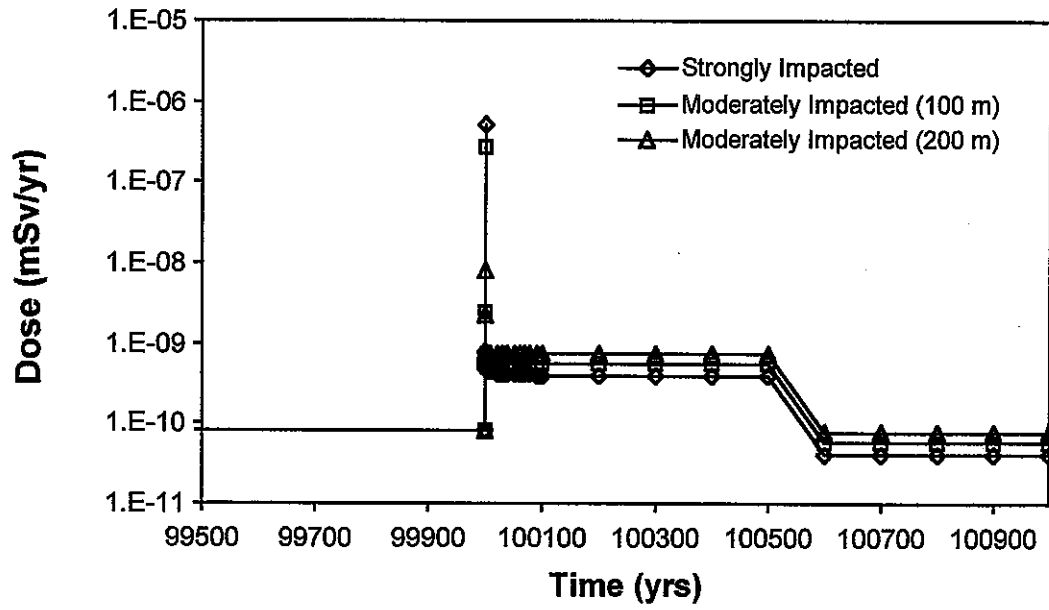


図 2-8 3つの影響カテゴリーにおける全線量率（単体廃棄物パッケージ）の比較

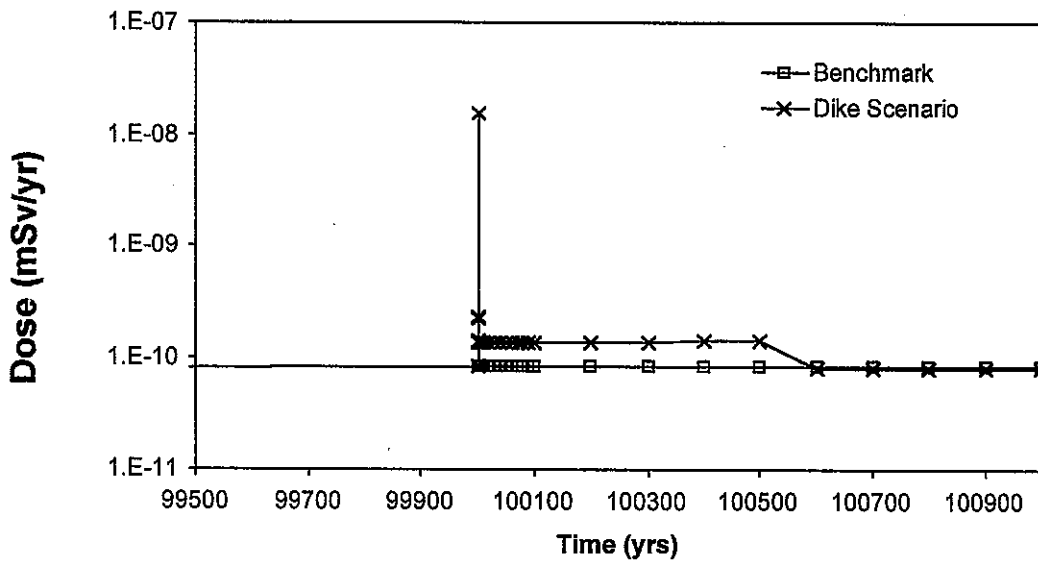


図 2-9 ベンチマークケースと岩脈貫入シナリオの全線量率（単体廃棄物パッケージ）の比較

岩脈貫入シナリオの影響を評価するため、岩脈貫入シナリオの全線量率曲線をBCのそれと比較すると、図2-9に示すようになる。ここで、岩脈貫入シナリオの全線量率は、次のように求められる。

$$\begin{aligned} \text{全線量率} &= 0.0025 \times (\text{大きな影響を受ける廃棄物パッケージからの全線量率}) \\ &+ 0.0475 \times (\text{緩やかな影響を受ける廃棄物パッケージ (岩脈からの距離 100m 以内) からの全線量率}) \\ &+ 0.05 \times (\text{緩やかな影響を受ける廃棄物パッケージ (岩脈からの距離 200m 以内) からの全線量率}) \\ &+ 0.9 \times (\text{BC からの全線量率}) \end{aligned}$$

この式でわかるように、廃棄物パッケージの90%は岩脈貫入の影響を受けないものと想定している。

図2-9に示すように、岩脈貫入シナリオのピーク線量率は、BCのそれより2桁大きくなっている。図2-5～図2-7の計算結果を調べると、岩脈貫入による放出増加は、岩脈から10～100m離れた廃棄物パッケージによるところが大きいことがわかる。大きな影響を受ける廃棄物パッケージの寄与は、パッケージ数の占める割合が相対的に小さいためそれほど大きくない。流れ阻害による岩脈貫入後の全線量率の低減化は、本ケースでは顕著にはあらわれていない。

表 2-4 岩脈貫入シナリオにおけるピーク線量率の比較

	ベンチマーク (BC)	岩脈貫入 (全平均)	大きな影響 (10m 以内)	緩やかな影響 (100m 以内)	緩やかな影響 (200m 以内)
ピーク線量率 (mSv/yr)	2E-10	1.5E-8	5E-7	2.8E-7	8E-9

3. 隆起・侵食

隆起・侵食シナリオは、日本独特のテクトニクス場のため日本の HLW 処分場計画において特に着目すべきものである。持続する隆起とそれと同等に生ずる侵食の影響は、埋設される HLW 処分場の地表へのネットな接近をもたらす。期待される地下深部での還元性雰囲気のもとでは処分場からの放射性核種の放出率はかなり低いものであるため、隆起による処分場の地上への露出は、たとえ数百万年後に生ずるとしても、依然として放射線学的に有害度の高い状態をもたらす可能性がある。

3.1 隆起・侵食による熱的—水理的—力学的—化学的影響

処分場の初期の深度を 1000m とすると、（隆起率と等しい侵食率として）ネットな隆起率 1mm/y で処分場が隆起し続けると、処分場閉鎖から 10^6 年後には地表に到達することになる。処分場が地表に近づくにつれ、地表近傍に係る一般的な知識に基づき、様々な影響が生ずるものと推察し得る。

隆起・侵食される地層では、地表に近づくにつれて、力学的負荷の低下とこれによる亀裂生成が生じ得る。このような亀裂生成が生ずる範囲は、一般には侵食面から 10m~20m に制限されるが、応力の解放によって、半鉛直方向の断層と半水平方向の破碎帯を拡大し得る。このような亀裂生成が生ずると、（下記に述べるような）地下水の深部での局所的な涵養や岩体の化学的風化作用が助成され得る。

水理学—化学的な観点から見ると、処分場は、地表近傍において最終的に還元性から酸化性の雰囲気へと遷移する。多くの主要な放射性元素（例えば、Se, Tc, U, Pu, Np）の溶解度や分配係数は酸化還元に大きく依存するため、多分、酸化還元境界の横断が、隆起中の影響として最も大きい。この影響は、EBS に対してだけでなく、すでに EBS から FF へ抜け出てそこで吸着・遅延されている酸化還元の影響を受けやすい放射性元素に対してもあてはまる。このような酸化還元遷移帯の生ずる位置や特徴（特に幅）は、気候、岩石の性質、微生物の発生及び岩体の亀裂生成に依存して大きく変化し得る。このような遷移帯の生ずる典型的な深度は、侵食面下から 50m~200m の範囲である^{註)}。

また、地表近くの処分場では、塩度が低下し得る。これは、相対的に希釈性の天水（雨水）の持続的な涵養率が高まるためである。水理的には、地表近傍（深度 100m 以浅）での流れは、地形学的勾配やこのような涵養の要因により、もっと大きな影響を受けやすくなる^{註)}。隆起する地層における岩体のバルクな透水性は、処分場が地表から 10m~20m に近づくまでは、大きな変化を示さないと考えられる^{註)}が、既存の断層は局部的に運動を始めるかもしれない。

隆起する処分場の温度は、地熱勾配に応じて、わずかに低下するであろう。し

註) いくつかのフィールド調査研究（例えば、Langmuir, 1997⁽¹⁷⁾; Nagra, 1990⁽³³⁾; SKI (TR 96-29)）の範囲に基づくエキスパート判定。

かし、その大きさが小さいこと（ $\sim 10^{\circ}\text{C}$ ）及び温度変化率が緩やかであることから、処分場性能への影響は無視し得るものと言える。

3.2 従来の隆起・侵食モデル

平成10年度（MRI, 1999）⁽²⁹⁾のHLW処分場の隆起・侵食シナリオについては、以下のような概念的なモデル化が行われた。

- ① 処分場から水平方向100mに位置する水みちとなる大きな断層に放射性核種を放出する単体廃棄物パッケージ/EBSが処分場を代表すると仮定する。処分場からの全放出量は、この単体のソース・タームに対する線量率曲線に廃棄物パッケージ数を乗じたもの（線形のスケールアップ）に等しいと想定する。
- ② 隆起する処分場が地表から100m以内に到達するまでは、基本ケースに対して何ら変化を生じない（例えば、処分場の初期深度が1000mでネットな隆起率が1mm/yの場合、これは処分場閉鎖から90万年後に生ずるであろう）。この時点をも“開始時点”と呼ぶことにする。
- ③ 処分場が地表から100m以内に隆起してきてからは、主要な透水性の断層までの想定距離100mより近くなる鉛直方向輸送経路が支配的放出経路になるものとする。
- ④ 深度10mに狭小な酸化還元境界が存在するものと想定する（Langmuir, 1997）⁽¹⁷⁾。従って、鉛直方向の放出経路の上端10mは酸化帯となり、他方、深度10m～100m間の岩体は還元帯のままとする。
- ⑤ 処分場が地表までの距離100m以内で隆起するにつれて、鉛直方向の経路が侵食のため累進的に短くなるものとする（ネットな隆起率1mm/yでは、1万年毎に岩体10mが侵食される）。従って、前年度の隆起率1mm/yケースでは、処分場閉鎖後91年から92年の期間でのFF経路長は、累積10mの岩体が完全に侵食され、還元帯80mとその上の酸化帯10mとなる。92万年と93万年の期間は、累積20mの岩体が侵食され、還元帯70mとその上の酸化帯10mの経路長が想定される（以下同様）。
- ⑥ 本アプローチで留意すべき点は、“開始時点”以前にFFへ水平方向に放出されている放射性核種が、“開始時点”以後に処分場の鉛直上方のFF

岩体に存在している、ということである。このむしろ暗黙的な想定は、処分場から放出される全ての放射性核種を全時間に亘って考慮するのに必要である。これはまた、表層にとどまっている放射性核種が、多分、想定される酸化状態と侵食による放出率の不自然な“スパイク”を生ずる原因にもなる。このスパイクは、還元性雰囲気のもとで強く吸着されている核種が、上部の岩層の酸化が進むにつれて即時的に放出されるという想定のため、計算上人工的に生じるものである。

- ⑦ 隆起の最終段階（99 万年～100 万年の間）では、酸化された岩体 10m が残り、また、EBS 全体が酸化状態になるものと想定される。放射性元素の緩衝材に対する溶解度と分配係数のステップ状変化により、例外的に高い“スパイク”放出率があらわれる。
- ⑧ 処分場内部への実際的な侵食に関する解析は行わない。MESHNOTE-TIGER コードは、表層の処分場の解析には適合するが、隆起した処分場が完全に侵食されて露出するケースは、究極的な接近シナリオと考えなければならない。

隆起・侵食シナリオの線量率への影響は、特に処分場が地表に接近するにつれて、他の天然事象シナリオの影響に比べてずっと大きなものとなる。

この過度に悲観的な概念モデルに対して代替的なモデルを考えることは可能である。次節においていくつかの代替案を探究する。

3.3 隆起・侵食概念モデルの改訂

ここでは、隆起・侵食概念モデルをもっと現実的なもの（結果的に低線量率となる）にするための提示を行う。以下にいくつかの視点に関する検討結果について述べる。

3.3.1 処分場と酸化帯との交差の時空間的分布のモデル化

地表の酸化状態と深部の還元状態との境界（酸化還元境界）は、深部方向に分散し、かつ／あるいは、不規則的であり得ることが仮定されてきた^{註)}。このような変化により、隆起する処分場の様々な部分が酸化状態と交差する時間には、幅が出てくる可能性がある。さらに、隆起する処分場は隆起中、完全に水平状態を維持していないかもしれないことも示唆されている^{註)}。処分場の傾斜は、侵食によって発達し得る地表の地形の急峻な勾配とともに、隆起する処分場の異なる部分が前節で考慮した以上に多岐・多数回に亘って酸化帯と交差する原因となり得る。従って、処分場の個々の廃棄物パッケージと酸化還元境界との距離がこのように変化することにより、酸化帯との交差による影響が時間方向に分散されるため、計算される線量率にも幅が出てくるものと考えられる。

世界（Langmuir, 1997）⁽¹⁷⁾ 並びに日本（JNC 殿 東濃での研究）の各サイトにおける酸化還元境界に関する大方の実証結果によると、境界は、典型的には（5m 以下の間隔であらわれる）極端に鋭い形状をしたものである。酸化還元境界は、深部の酸化帯が断層帯のまわりに局部的に分散していた Poços de Caldas の研究（Nagra, 1990）⁽³³⁾ に示されているように、深度方向に不規則的となり得る。しかし、このような不規則性を含む問題では、そのような様相のかなり将来の状況をまさに推測することのみが可能である。同じ問題は、処分場の傾きに関しても言える。確かに、このような傾きが生ずることは可能であるが、将来、実際に処分場がどの程度傾くのかをどうやって確信的に仮定できるであろうか？従って、不規則性や傾きの問題のために酸化還元境界までの距離が変化することの影響は、まさにシナリオの例示としてのみ検討し得る。

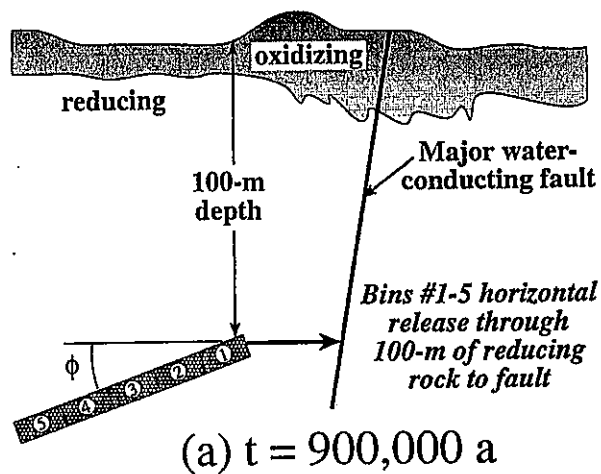
もっと基本的な問題が、個々の廃棄物パッケージと酸化還元境界との距離の変動（即ち、個々の廃棄物パッケージが酸化帯と交差する時点が分散すること）に関して存在する。H12 レポートのレファレンスケースでは、単体廃棄物パッケージが主要な水みちとなる断層から 100m に固定された地点に存在するとし、処分場からの全放出をその計算結果の単純な線形的総和によって保守的に予測している。もちろん、個々の廃棄物パッケージ毎に異なる距離の FF 経路を考えた方が

^{註)} p3-2 の脚注と同様のエキスパート判定に基づく。

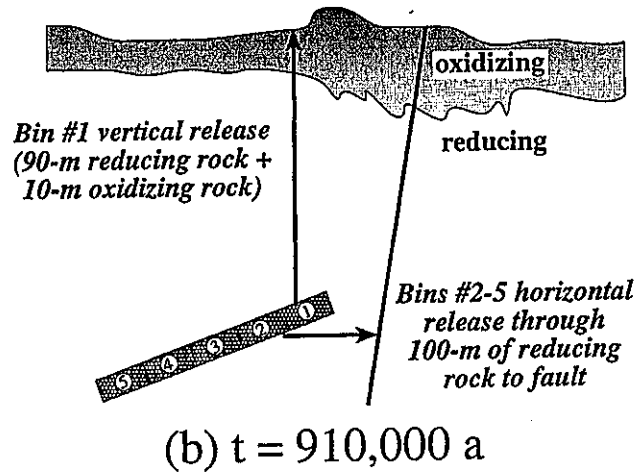
より現実的であり、このようなアプローチ法を隆起・侵食シナリオに対して用いることは、もし、同様のアプローチ法がレファレンスケースで採用されていたとしたら、もっと確信的なものとなっていたであろう。

以上のような限界的側面はあるものの、不規則な酸化還元境界、処分場の傾斜、個々の廃棄物パッケージが酸化帯と交差する時点（又は交差するまでの距離）に関する様々な概念モデルを工夫して構築することは可能である。

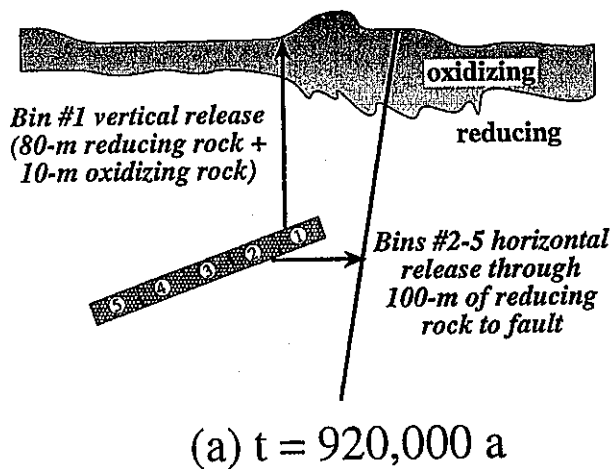
図 3-1 は、地表に対して傾斜した隆起中の処分場に関する分布した時点／距離を有する概念モデルを示している。このような概念モデルでは、以下のようなステップをとる。



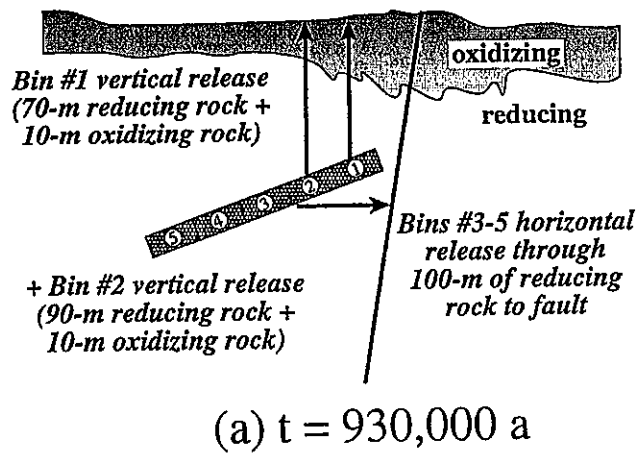
(a) $t = 900,000$ a



(b) $t = 910,000$ a



(a) $t = 920,000$ a



(a) $t = 930,000$ a

図 3-1 傾斜した処分場からの放出分布を考慮した
隆起・侵食概念モデルの概略図

- ① 処分場をあらわすため、水平距離 100m のところにある主要な水みちとなる断層へ放射性核種を放出する単体廃棄物パッケージ/EBS を想定する。処分場からの全放出量は、この単体廃棄物パッケージからのソース・ターム曲線に廃棄物パッケージ個数を乗ずること（線形的スケールアップ）により得られるものとする。これは、H12 レポートのレファレンスケース並びに従来の隆起・侵食シナリオ（3.2 節参照）と同じである。
- ② 傾斜角 ϕ で傾いた処分場（図 3-1 参照）で最も地表に近い（最上端の）廃棄物パッケージが地表から 100m 以内に到達する時点（例えば、処分場の初期深度が 1000m で、ネットな隆起率が 1mm/y の場合、処分場閉鎖から 90 万年後に発生）までは、レファレンスケースと変わらない。この時点をも“開始時点”と呼ぶことにする。残りの廃棄物パッケージの深度は地表から 100m 以上にあることに留意されたい。最上端の廃棄物パッケージから距離 Y のところにある廃棄物パッケージに対し、その深度 X は、次式で計算し得る（図 3-1 参照）。

$$X = 100\text{m} + Y \sin \phi$$

- ③ 性能評価において、処分場の各廃棄物パッケージを個別に扱うことは、一般には賢明でなければ、またそうする必要もない。しかしながら、MESHNOTE-TIGER コードの計算では、隣接する廃棄物パッケージ間の重なり合った核種プルーム濃度の効果を考慮していないため、処分場を個々の断片もしくは区域に分割して扱うのが好ましい。もちろん、区域の分割数が多くなるほど、計算される放出曲線に見られるスパイク形状は少なくなり、より連続的となるだろう。実例を示すため、処分場を n 等分の区域に分割し、各区域には 1/n の割合の廃棄物パッケージが含まれるものとする。各区域は、“開始時点”において最も浅いところにあるものは、地表から深度 100m であり、傾斜した処分場に沿ってそれぞれ異なる深度に位置する。“開始時点”における i 番目の区域の深度 L_i は、次式に基づき逐次深くなっていく。

$$L_i = 100\text{m} + \{(i - 1) L/n\} \sin \theta \quad ; \quad i = 1, 2, \dots, n$$

ここで、L：処分場の全長

L/n：各区域の長さ

実例を示すため、 $L=500\text{m}$ 、 $n=5$ 、 $\phi=10^\circ$ とする。これらのパラメータに対し、最も浅い区域の深度 L_1 は 100m であり、最も深い区域の深度 L_5 は、地表から約 170m 下となる。傾斜を考慮することの重要性を見通す一例として、傾斜角が 30° の場合、最も深い区域の深度 L_5 が 300m になることに留意されたい。この場合、最も深い区域が深度 100m に到達するまでには、すでに初期の処分場の大方は、長期間に亘って地表において侵食されてしまっているだろう。

- ④ 各区域が深度 100m に到達してからは、主要断層への水平方向の放出経路よりもっと適切な（次第に短くなる）新たな放出経路として、地表への鉛直方向の経路を想定するものとする。 100m より深い区域は、水平方向に主要断層へ放射性核種を放出し続ける。

さらに、深度 100m の区域より上方にある岩体の鉛直部分には既存の核種は存在していないものと想定する。これは、主要断層にすぐ隣接する FF 岩体 10m 部分と同量の放射性核種が鉛直方向の岩体最上端 10m 部分にも含まれるものと想定していた従来の隆起・侵食シナリオ（3.2 節参照）と大きく異なっている。この FF 岩体 10m 部分が即時的に酸化することは、これまでの計算結果に見られたように、それまで還元性雰囲気強く吸着されていた放射性核種の大きな人工的スパイク状放出をもたらす。隆起率 1mm/y の想定では、最上端の区域から鉛直方向に放出を開始する時点（区域#1 には、廃棄物パッケージの $1/n$ だけが含まれる）は、処分場閉鎖から 90 万年後である。区域#1 の鉛直方向経路で累進的に生ずる酸化・侵食プロセスをシミュレートするには、MESHNOTE-TIGER 結合コードを用いた解析を行うことができる。

- ⑤ 区域#1 から鉛直方向経路を通じて放射性核種が放出されている間、残りの $n-1$ ヶの区域からは、各区域とも、深度 100m に到達するまで、主要断層までの水平方向経路へ放射性核種を放出し続ける。各区域が深度 100m に到達すると、まさに区域#1 に対して行われたように、各区域からの放射性核種の放出経路が水平方向から鉛直方向に移り変わる“開始時点”となる。そこでは、上述のように、鉛直方向の FF 岩体経路には放射性核種が全く存在していないものとする。

- ⑥ 隆起・侵食シナリオに対する地下水を介した移行計算はいつ終了すべきか、といった疑問が生ずる。一つの案は、区域#1 が地表に完全に露出する時点（即ち、初期深度 1000m、隆起率 1mm/y に対して、 10^6 年後）で計算を止めることである。その正当な理由は、放射能濃度の相対的に高いところで生ずる表面侵食と再沈殿プロセスが、放射線学的ハザード解析を占めるようになるからである。逆に、この概念モデルは、最後の廃棄物パッケージの区域が地表に到達する（即ち、処分場の傾斜角が 10° 、隆起率が 1mm/y の場合には、約 1.1×10^6 年後）まで動かし続けることが可能である。このようなアプローチは、露出した廃棄物パッケージに関する侵食／再沈殿解析を別のフレームで独自に評価することが可能ならば、合理的なものと言える。
- ⑦ 鉛直方向放出の“開始時点”に到達すると、ある区域から水平方向に移行する放射性核種はどうなるのか、といった問題点が残る。その分の放射性核種は、“開始時点”での EBS のソース・タームをゼロと設定して TIGER コードのみ動かすことによって評価可能とすべきである。例えば、90 万年後に、区域#1 から主要断層への水平方向の経路に存在する放射性核種は、あたかも EBS 全体の放射性核種インベントリが枯渇したかのような扱いでモデル化される。

上記①～⑥の点は、本隆起・侵食シナリオ変動ケースに対する MESHNOTE-TIGER コードへの入力データファイルとしての条件を満足した。本シナリオをモデル化するため、処分場閉鎖後のある時点で、処分場は、地表と傾斜角 ϕ で傾くものと想定した。さらに、90 万年後、処分場の上端部（区域#1）が図 3-1 に示すように地表から深度 100m の地点に達する。従って、この処分場の区域#1 は、選択的に鉛直方向地表に向かって放射性核種を放出し始める。地表近傍の酸化還元境界は、この区域を EBS 方向に移動し、ついには EBS を酸化し始める。即ち、経路長 l_p 、隆起率 u で定義される期間 ($t_p = l_p/u$) では、1つの経路区間のみが酸化される。この期間の後に、この経路区間は侵食され、次の経路区間が酸化され始める。これと同じプロセスがこの区域の全経路区間に対して繰り返される。最後から 2 番目の経路区間が侵食された後、最後の経路区間と EBS がともに酸化し始めるものと想定する。隆起率 1mm/y の場合、 $l_p=11.11\text{m}$ の経路区間 8 つを経

て酸化還元境界が最後の経路区間に到達するまでに 88,880 年かかる。つまり、この経路区間と EBS の酸化が開始するのは、 9.8888×10^5 年後となる。

各区域に求められる数値は、ある隆起率に対し、傾斜角度、区域数及び処分場全長によって決まる。また、これらのパラメータより、所望の解が得られるような TIGER の出力時点を導く必要がある。処分場全体の放出履歴を得るため、シナリオ開始前後の放出率も含めた各区域毎の放出履歴が重ね合される。

従来の計算と同様、時間と空間の離散化によって、保守的な単純化を行ったモデル化により人工的なスパイク状放出率が発生し得る。しかし、これらのモデル化に関する影響は、前年度に検討した方法 (MRI, 1999) ⁽³⁰⁾ を用いて緩和することが可能である。次の 2 点について、小規模の後処理プログラムを開発することが提案される。

① 複数の区域からの放出履歴の重合

② 全放出履歴に対し、モデル化による人工的な挙動の緩和

このようなより現実的なモデルは、前年度の隆起・侵食シナリオで見受けられた極端に大きな人工的スパイク状放出を緩和するのに有用と考えられる。これによる影響の変化の一部は、処分場の傾斜角と大きさの選定に依存する。前者（処分場の傾斜角）は、 10° から 30° の範囲のパラメータとして感度解析的に扱うことが考えられる。後者（処分場の大きさ）は、JNC 殿の推定に基づくのがよいと考えられる。改訂されるこの概念モデルの有効性は、実際に計算を実行することによって確かめられる。

3.3.2 その他のモデル化の可能性

(1) 酸化還元境界の深度方向の分布

隆起・侵食シナリオ解析の検討で望まれ得る変動ケース概念として以下のようなものがある。即ち、酸化還元境界を変数として扱い、酸化還元境界が深度 100m の場合と同様の解析を適用する。次に、各区域が“開始時点”に到達すると、鉛直方向経路が酸化状態の岩体だけを通り、その経路長が各時間ステップ毎に徐々に短くなる。さらに、EBS 自身は、“開始時点”で酸化状態になると考える。このとき、前の還元状態のときに緩衝材に強く吸着されていた放射性核種が EBS から放出すること、また、酸化還元条件に鋭敏な放射性核種（及びその娘核種）の再溶解により、EBS からのフラックスも大きくなるだろう^註。

(2) 処分場の傾斜の影響

処分場の傾斜の原因まで考慮する変動ケース概念も考えられよう。廃棄物パッケージの最上端の区域が、最下端の区域よりも速い速度で隆起するということはないだろうか？もしそうならば、傾斜角は、実際には、経時変化する。このような変動ケースに対する数学モデルを開発することは容易であろうが、隆起率の変化に対するこのような理屈を補償するための十分な確信があるとは考えにくい。

(3) 酸化状態の破砕帯への水平方向の放出

概念的なモデルのみではあるが、隆起・侵食による放出の影響を表わす別の概念モデルの概略図を図 3-2 に示す。この概念では、唯一の放射性核種放出経路として主要断層への水平方向の放出が維持される。しかし、酸化性及び還元性の地下水の境界として鋭い酸化還元境界を伴って断層面に沿って分布するくさび状の酸化性地下水域が存在するものとする。このくさび形状の幅は、深度の低下とと

^註 そこで、後述する計算ケースでは、とりあえず EBS 自身が酸化状態になることを考えないものとする。隆起・侵食シナリオではどのような想定を用いても極端な状態に導かれ得るため、むしろ、サイト選定上の隆起率への制限を設定するためのロジックを構築することを目的とした解析を考えるべきであろう。

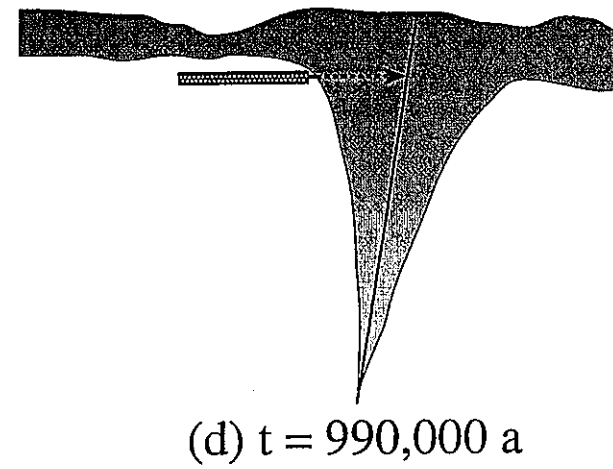
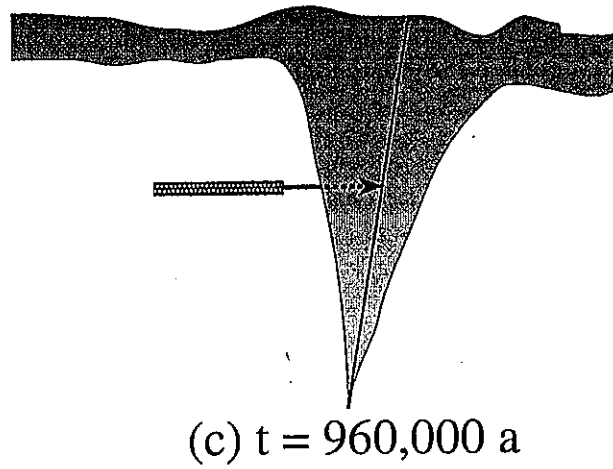
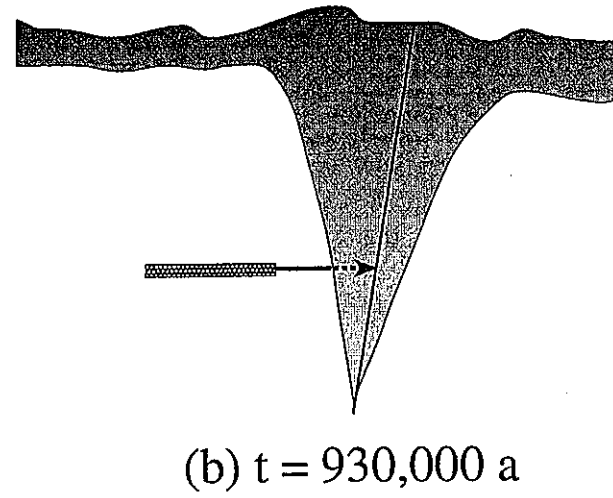
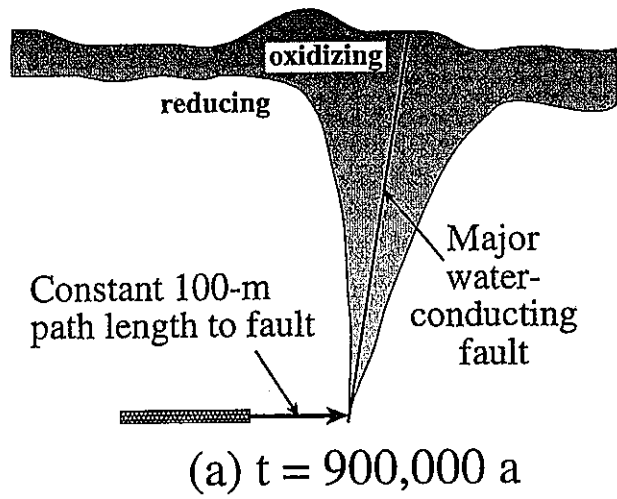


図 3-2 主要断層への放出のみを考慮した隆起・侵食シナリオ
に対する別の概念モデルの概略図

もに増加し、地表からの深度 10m のところにある平面の層に融合する。

処分場が隆起する間、処分場は、断層から最も近い距離 100m を維持する。しかし、処分場と断層の間の水平経路 100m のうちの還元性領域の割合 f は、隆起の進行とともに漸減し、酸化性領域の割合 $1-f$ は漸増する。最後の時間ステップでは、処分場が地表から 10m 以内に上昇してくるので、断層までの放出経路として 100m に亘る酸化状態の岩体が維持されつつ、EBS 全体が酸化状態となる。

この概念モデルは、処分場と主要断層との間の水平方向経路からの放出が連続的に維持されるという点で、率直的なものである。もし、個々の区域が 3.3.1 項で述べたように分割・構築され、断層までの個々の経路長が各区域毎に決定されないのであれば、処分場の傾きの影響は出ない。モデルは多分、処分場が地表へ近づくにつれ、何らかの現実味を喪失するだろう。処分場が地表から 50m 程度以内まで近づくと、放射性核種が主要断層を経て帯水層へ放出されて希釈されるという想定 の 確信性は低まるかもしれない。

3.4 計算結果

3.4.1 序

ここでは、3.3.1 項で示した隆起・侵食シナリオ変動ケースについて、隆起する処分場が完全に水平を保ったままではなく、ある角度で傾斜する場合を取り扱う。その結果、傾斜のない場合に比べ、地表近傍の強く酸化された水理地帯への処分場の露出は、時間分布をもつこととなる。

本計算では、2.7 節同様、MESHNOTE-TIGER 計算コード系 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾ を用いる。

3.4.2 隆起・侵食シナリオ変動ケース：傾斜した処分場

深部の処分場は、どのような持続的な隆起率に対しても、いずれは地表に露出することになると言える。処分場が露出すると、多重バリアシステム全体が劣化するため、従来の処分場評価は、他の経路解析に取って代わられる必要があるだろう。さらに、前年度の解析結果（MRI, 1999）⁽²⁹⁾ が示すように、隆起した処分場が深部の還元状態から地表近傍の酸化状態へ横断する際、天然バリアと人工バリアの双方の効果に著しい低下が生ずる。この低下は次のような要因によって生ずる。

- ① FF 経路域の漸減
- ② 酸化還元鋭敏な放射性核種の高溶解度
- ③ 酸化還元鋭敏な放射性核種の低分配係数（FF 母岩にすでに吸着されていた放射性核種の脱着も含む）

その結果として、放射性核種の高い放出率が算出される。

3.3 節では、隆起・侵食シナリオ変動ケースとして、処分場が隆起中に、処分場を含む岩体の層が傾斜する可能性を概述した。この傾斜は、例えば、処分場の横側への広がりに対する隆起率の違いにより生ずる。このような傾斜の及ぼす影響として、処分場の各部位が、酸化還元境界（即ち、還元状態の深部地下水から、酸化状態の表層地下水への変化）と、広範な期間に亘って交差するということがある。処分場が酸化状態から還元状態に変化すると、前年度に例示しているように、放射性核種の移動性や輸送及び放出率が大きく高まり得る。従って、傾斜した処分場に関する信頼のおける考察に基づき、このような効果をより長期間に亘って分散させることにより、隆起によって生ずる酸化還元状態の変化の影響は緩和させる方向となるであろう。また、酸化還元境界の位置を動かしたり、非一様化するなどの他の独立した事象によっても、同様に、隆起する処分場の還元状態から酸化状態への変化による影響を時（空）間的に分散し得るだろう。

図 3-1 に示すように、傾斜角 ϕ が、隆起する処分場の影響を評価する上で、重要な因子となる。この傾斜角が結果に及ぼす感度を例示するため、変動ケースでは $\phi = 30^\circ$ として計算する。もちろん、傾斜角が大きくなるほど、還元状態から酸化状態への変化によって生ずる放出時期の分布はもっと広がる。

例えば、長さ 2km の傾斜した処分場を 3 つの等しい大きさの区域に分割する

としよう。隆起率は 1mm/y とする。傾斜角によらず、処分場の 1 番目の区域は、深度 100m の酸化還元境界に処分場閉鎖後 90 万年後に到達する。傾斜角が 30° の場合、2 番目の区域は、同じ深度 100m に約 3.33×10^5 年遅れて（即ち、処分場閉鎖後 1.233×10^6 年後に）到達する。3 番目の区域は、処分場閉鎖後 1.567×10^6 年後に酸化還元境界に到達する。比較するため、傾斜角が 10° の場合、2 番目並びに 3 番目の区域が地下の酸化還元境界に到達する時点は、それぞれ処分場閉鎖後 1.016×10^6 年後、 1.132×10^6 年後となる。

ここで用いる方法は、MESHNOTE-TIGER 計算コード系を使用するという前提のもとで、処分場を 3 つの等しい大きさの区域に分割することにより、傾斜した処分場の影響を近似するものである。前述のように、酸化還元境界への到達時点の異なる各区域毎に、放出率の計算を別々に行う。各区域の放出は、その区域に含まれる廃棄物パッケージの全体に占める割合（即ち、1/3）でそれぞれ再規格化される。次に、これらの 3 つの別々のソース・タームは、隆起していく処分場の傾斜の影響を表わすよう、重ね合せて一つのソース・タームとされる。もちろん、区域の分割数が多くなるほど、このように一つにまとめられるソース・タームは円滑なものとなる。しかし、処分場傾斜の原理や潜在的影響を例示する目的としては、この分割数で十分である。

ここでは、処分場の各部位が地表まで隆起し、露出しつつ侵食される状況は検討しないことに留意されたい。MESHNOTE-TIGER 計算コード系では、そのようなプロセスの評価はできない。横方向に長さ 2km の広がりをもつ傾斜した処分場では、ある部位は地表に到達しても、他の部位が深度 100m の酸化還元境界の下方にまだ残っていることもあるだろう。しかし、EBS 中に含まれる放射性核種が地表に到達したときの線量率の分布は、この段階では不明確である。さらに、地表へ到達する EBS のその後の成り行きを評価するには、生態圏での線量率計算を完遂することが求められる。従って、ここではこれらの評価は実施しないものとする。

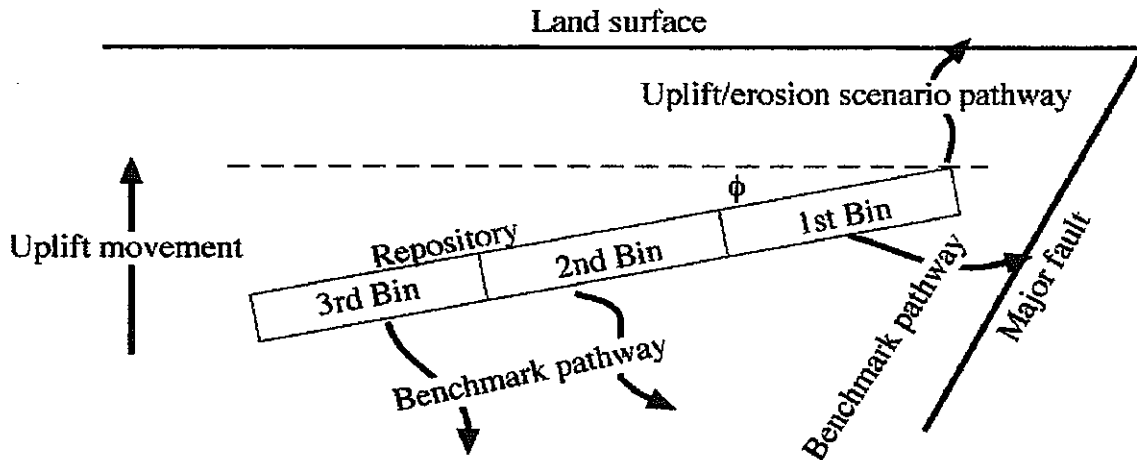


図 3-3 傾斜した処分場を含む隆起・侵食シナリオの計算モデル概念

(1) モデル概念

図 3-3 は、本シナリオ計算のための概念モデルを表わしている。処分場閉鎖後 90 万年間は、処分場は図中の“Benchmark pathway”と記述されたベンチマークケース (2.7.2 項(1)) で検討された経路 (以下、BC 経路と略記) に従う。90 万年時点で、処分場の 1 番目の区域の主要経路は地表に向うものとなり、酸化と侵食を受け始めるが、90 万年以前にはその経路には放射性核種は存在していない。同時に、放射性核種の EBS から BC 経路へのフラックスはもはや存在しないものとする。しかし、BC 経路に残存する放射性核種は、生態圏の方向に移行し続ける。その 10 万年経過後、即ち、処分場閉鎖後 100 万年後に、1 番目の区域の EBS 部分が地表に到達する。その後の鉛直方向経路からの放出の計算は停止するが、これは別のモデル概念で追究されるべきものである。しかし、1 番目の区域の BC 経路からの放出は続く。1.23×10⁶ 年後に開始する 2 番目の区域及び 1.57×10⁶ 年後に開始する 3 番目の区域についても同様の放出パターンが想定される。従って、2 番目及び 3 番目の区域が地表に到達する時点は、それぞれ、処分場閉鎖後 1.33×10⁶ 年後及び 1.67×10⁶ 年後となる。

以上のモデル概念に基づくと、1 番目の区域から放出されて 9 つの透水量係数の異なる流路 (2.3 節参照) のうちの 1 つを移行する各核種について、2 回の TIGER 計算を行う。即ち、90 万年後に開始する鉛直方向への放出と、もう 1 回は、BC 経路からの放出に対するものである。その核種に対する同様の計算が、9 つの地

下水流路全てと、他の全ての区域に対して行われる。EBS の酸化と侵食は追究しないため、本シナリオでは、MESHNOTE の計算は行わない。BC 用に得られた EBS フラックスは、各フラックス・ファイルを 2 つに分離して用いる。1 つは、1 番目の区域に対して 90 万年後（同様に、2 番目、3 番目の区域に対して 1.23×10^6 年後、 1.57×10^6 年後）に開始する鉛直方向放出用フラックス、もう一つは、1 番目の区域に対してソースが 90 万年後（同様に、2 番目、3 番目の区域に対して 1.23×10^6 年後、 1.57×10^6 年後）に終わる BC 経路からの放出用である。

ここでは、前年度のシナリオ計算（MRI, 1999）⁽²⁹⁾ で用いた方法と同じものを用いる。即ち、全ての経路長を 10 区間毎に離散化して、酸化と侵食の近似を行う。次に、酸化・侵食プロセスは、（隆起率を 1mm/y として）1 区間を 1 万年かかって EBS 方向に進展するものとする。こうして、TIGER 計算ではまず、最も外側（10 番目）の区間が 90 万年後に酸化され、地下水化学が FRHP から FOHP（fresh water under oxidized conditions with high pH）へ変化する。1 万年後にこの区間は完全に侵食されてしまうものとする。TIGER コードでは、この“区間”に到達するどの放射性核種も即座に TIGER モデル中の“地質圏の出口”に運び出されるよう大きな流量を設定することによって計算される^{注 1)}。これは、解析上は 10 番目の区間の効果を見捨てることを意味する。同様の手続きが、9 番目、8 番目、…、1 番目（最終）の区域に対して繰り返される。最後の区域が酸化・侵食されると、EBS は地表に到達する。そして計算はこの時点で終了する。

放出率の計算結果を得た後に、時間的ウェイト付け平均化手法（MRI, 1999）⁽³⁰⁾ を用いて、離散化近似に由来するスパイク効果を緩和する^{注 2)}。ある核種の全線量率は、(2-1) 式に基づき、全流路からの放出率を加算して求められる。

注 1) ある 10m の母岩区間が酸化前線に到達すると即座に酸化され、その後隆起速度に従ったある期間ののちに、酸化された母岩区間が即座に侵食されるものとする。つまり、ある母岩区間では、侵食の前に酸化が生ずるものとしている。

注 2) 時間的ウェイト付け平均化プロセスを施す前と後での計算結果の比較の一例を補・図 2 に示す。

(2) 計算結果

3つの区域の全てのソース・タームを重ね合せてプロットした結果を図3-4に示す。3つの区域からの鉛直方向経路を経由したピーク放出を表わす。大きさのわずかに異なる3つのスパイクが、 9.95×10^5 年、 1.33×10^6 年、 1.67×10^6 年の各時点に発生している。大部分の核種は、この期間中にピーク放出を示す。支配的な核種は、Np-237、Tc-99、Th-229、Cs-135であり、明らかに、地下水化学のFOHPへの変化に伴い、母岩に吸着されていた核種が脱着したこと（Np、Tc）^{註)}及び隆起・侵食が処分場に影響を与え始める時点での放出のベースラインが高いこと（例えば、Th-229）による。侵食による経路長の短縮も、放出増に寄与している。

図3-5は、隆起・侵食を受ける傾斜した処分場と水平処分場との線量率を比較したものである。この図に示されるように、線量率曲線は、100万年後の時点では、真の“時間分布”の影響を明瞭に示すには大雑把過ぎる。傾斜した処分場は、ピーク線量率が1/3だけ低下しているのはわかる。しかし、この“時間分布”の影響は、明らかに、区域数を3より多くとればさらに良く実証し得るものとなると考えられる。

処分場の酸化・侵食を受ける時点に差が生ずるため、水平処分場ケースよりBC経路に残存する核種が多い。これらの核種が生態圏に向かって移行し続けるため、図3-5に示すように、水平処分場ケースに比べ、線量率曲線のテイル部分がわずかに高くなっている。

註) 本計算ケースでは、EBS自身が酸化状態となることは考えていないが、もしそのような想定を与えるならば、沈殿していた（溶解度制限型の）酸化還元電位に鋭敏な放射性核種の再溶解による放出パルスが追加されよう。

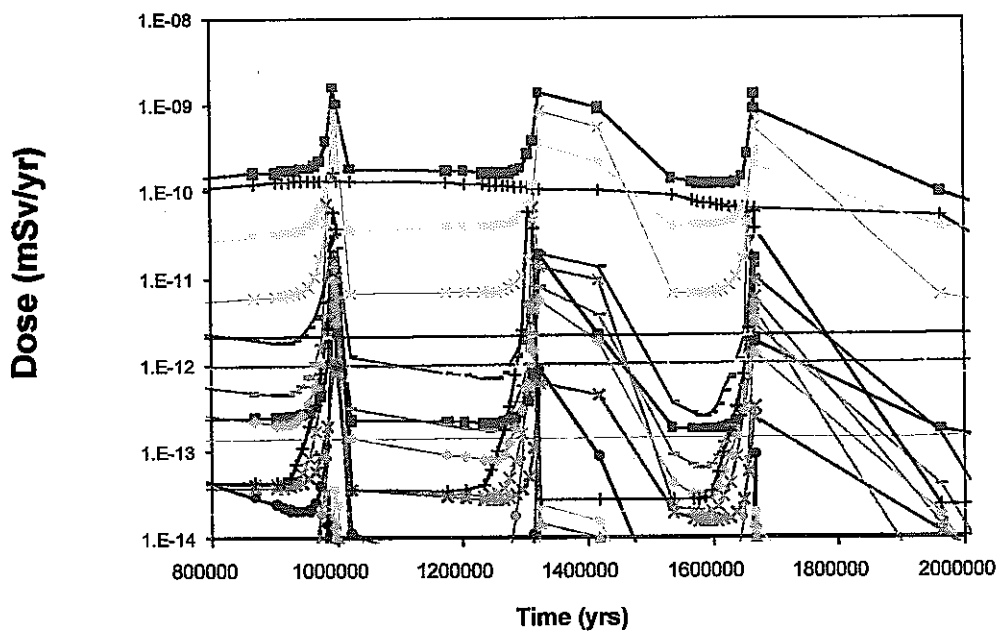
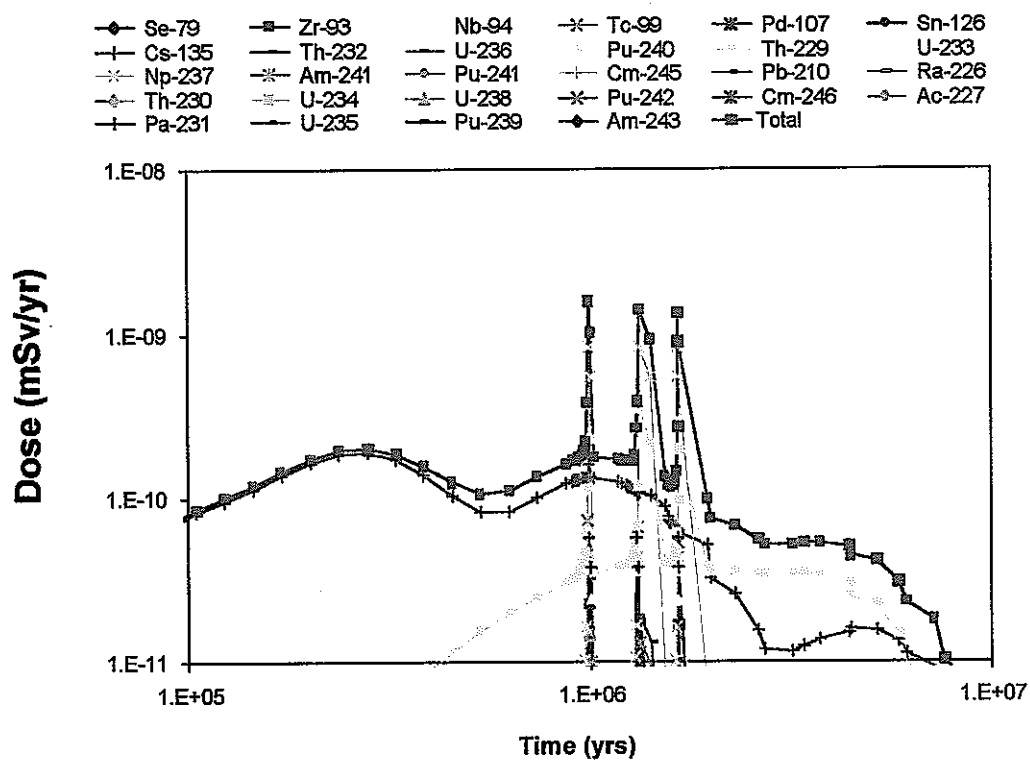


図 3-4 隆起・侵食シナリオ変動ケース（傾斜した処分場ケース）計算結果：

線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

上図：対数時間スケール表示

下図：線形時間スケール拡大表示

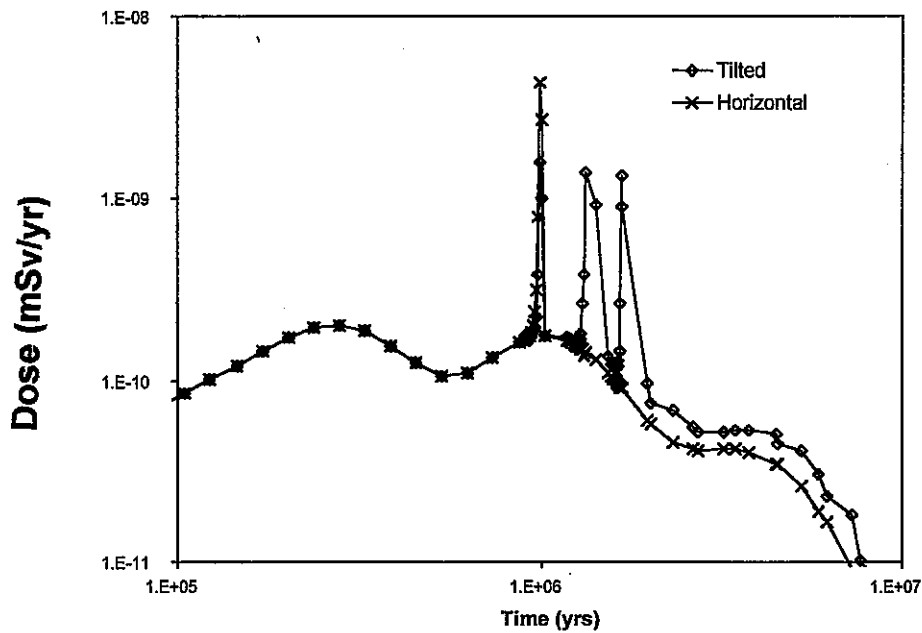


図 3-5 傾斜した処分場ケースと水平処分場ケースとの全線量率
(単体廃棄物パッケージ) の比較

(3) ベンチマークケース (BC) との比較

図 3-6 は、隆起・侵食シナリオ (傾斜した処分場ケース) と 2.7.2 項(1) で記述したベンチマークケース (BC) との全線量率を比較したものである。その結果によると、隆起・侵食シナリオ (傾斜した処分場ケース) の全線量率は、BC のそれより、およそ 1 桁高くなっている。多くの核種は 90 万年後以降、鉛直方向に放出されるので、BC に比べ、地質圏の BC 経路に残存する核種は少ない。このため、隆起・侵食シナリオの線量率曲線のテイル部分 (即ち、 1.7×10^6 年以降) が BC のそれより下回っている。

しかし、ここで繰り返し留意しておくべきことは、EBS が地表に到達してからの成り行きいかんによっては重要な寄与をもたらすかもしれないが、本検討では、地表に到達する EBS からの線量率寄与は含まれていないことである。そうではあるが、地表に到達した EBS の成り行きがわからなくても、傾斜した処分場ケースでは、処分場全体は広範な期間に亘って徐々に酸化・侵食され、処分場全体がほぼ瞬時に酸化・侵食されるとする水平処分場ケースに比べ、隆起・侵食シナリ

オによってもたらされる影響は、より緩やかなものとなる。^{注)}

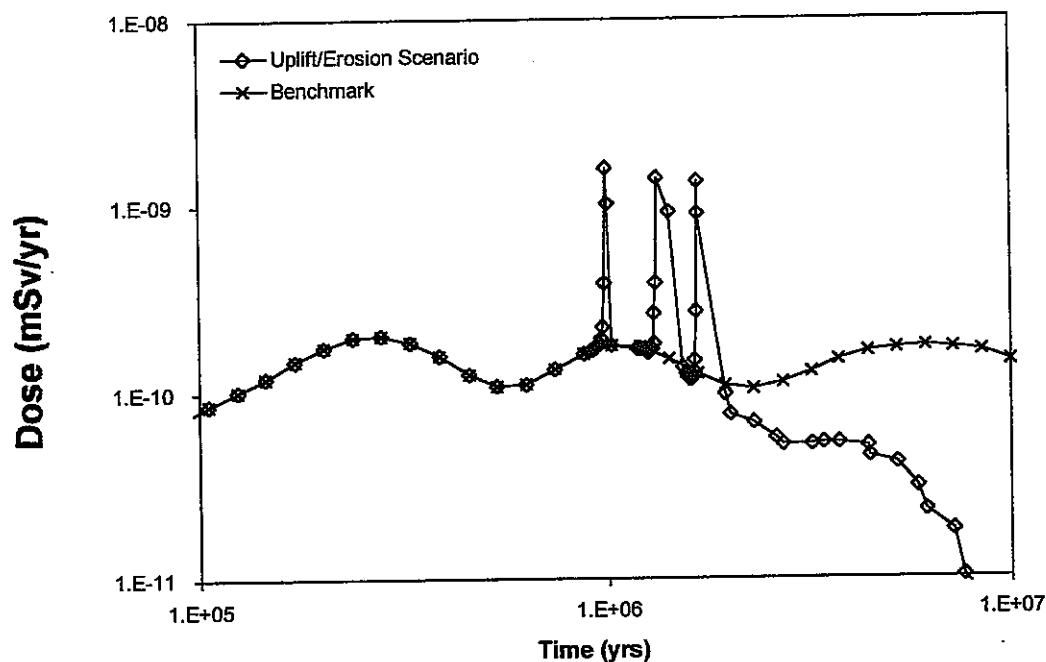


図 3-6 隆起・侵食シナリオ（傾斜した処分場ケース）とベンチマークケースとの全線量率（単体廃棄物パッケージ）の比較

注) 酸化・侵食された EBS からの線量は含まれない

^{注)} ここで指摘しておくべきことは、前年度に実施した水平処分場ケースの計算（基本ケース再計算結果；MRI, 1999⁽²⁹⁾）では、処分場全体が酸化前線に到達し、最後の母岩区間が侵食されてしまう時点で、計算を終了していたことである。このようにして求められた全線量率は、計算終了時点まで正確である。しかし、本アプローチでは、1 番目の区域の EBS が酸化前線に到達すると、この区域に対する計算は終了するが、2 番目、3 番目の区域に対する計算は続いている。従って、図 3-6 に示される線量率は、線量率が表示されている期間に地表へ到達する EBS からの分は含まず、地質圏を通して移行する放射性核種の寄与分のみ含んだものである。

4. 地震・断層

4.1 変動ケースの概要

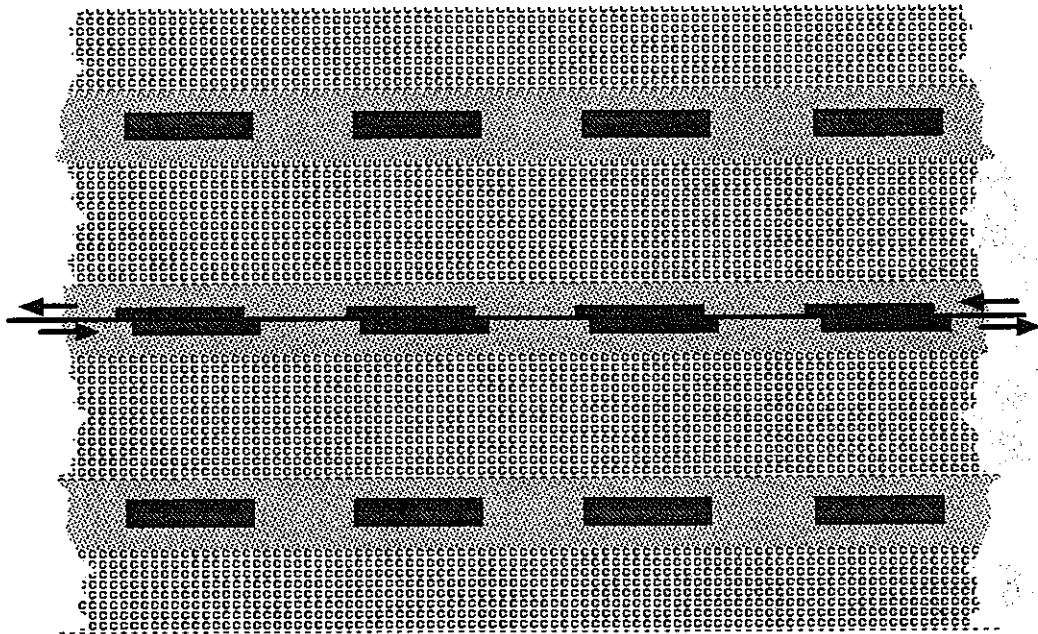
NEA等のレビューによるコメントに基づき、H12レポートでは、将来の主要な断層が処分場を横切り、多くの廃棄物パッケージを物理的に破壊するというシナリオを検討している。これと同じシナリオの摂動的な変動ケースとして、断層が処分場の中央を横切るが、どの廃棄物パッケージとも交差しないケースが考えられよう。

処分場の将来的な応力解放は、次のいずれかの事象によって生じ得ると考えるのが合理的である。

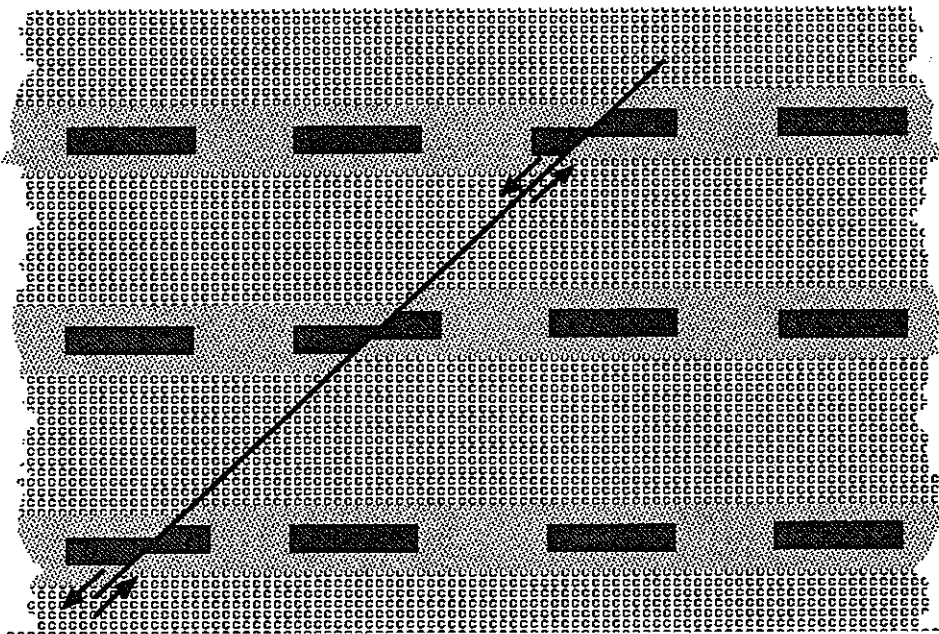
- ① 単一の大規模断層活動事象（図 4-1 参照）
- ② 複数の小規模断層活動事象（図 4-2 参照）

将来の単一断層事象は、新たな断層の生成によるものというよりはむしろ、既存の主要断層に沿った変位により発生しやすいと考えられる。さらに、慎重なサイト特性調査と処分場建設中の断層分布の作図の手助けにより、どんな大規模活断層あるいは不活動断層も処分場を貫通することが回避されると考えることは合理的である。従って、廃棄物パッケージを物理的に破壊する単一主要断層シナリオの想定は、サイト特性データがない限りは、真実性に欠けるように思われる。そのため、将来のある時点で、主要な単一断層が多くの廃棄物を破壊するのではなく、局所的な活断層が個々の廃棄物パッケージと交差することを考える。これらの小規模ではあるがより多くの断層活動事象は、ある期間に亘り、一定の発生頻度で分布すると考えられる。

処分場内に小規模断層が発生するというこの代替案は、JNC 殿が検討している単一の主要断層シナリオの場合に比べると、より現実的ではあるが、影響はそれほど悪くはならない。



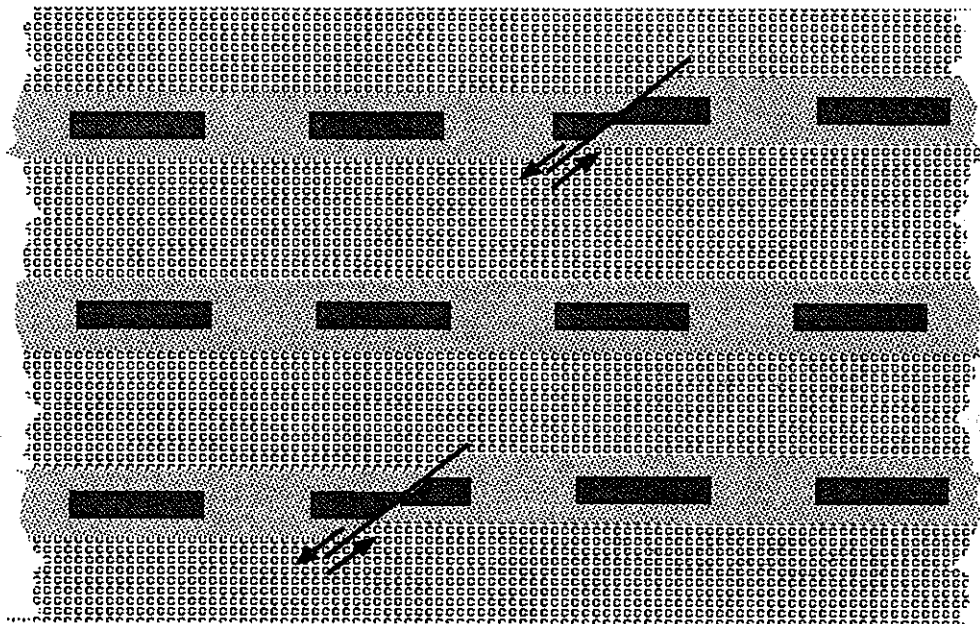
(a)



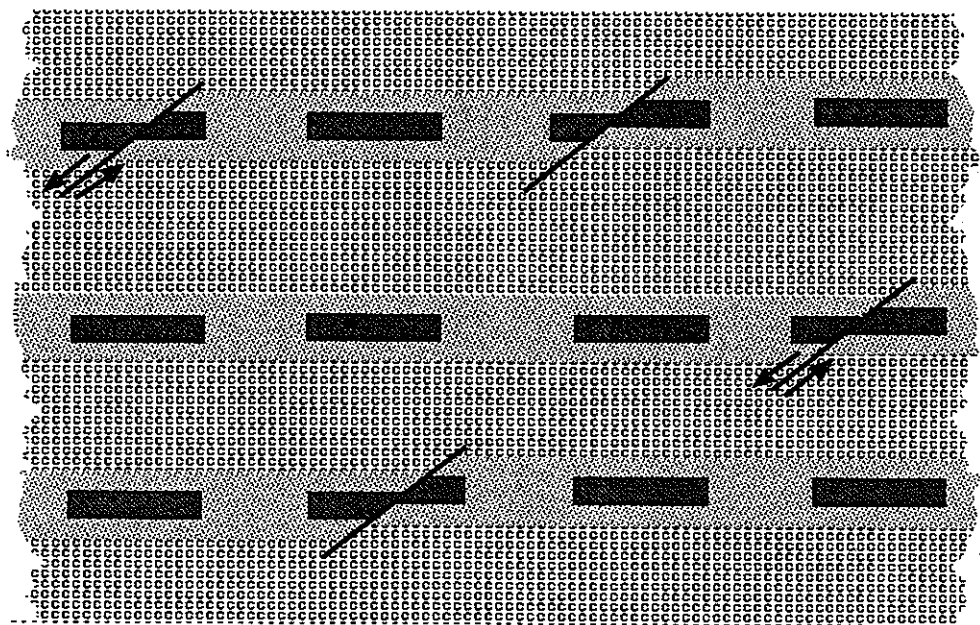
(b)

図 4-1 実例的な単一断層シナリオの概略図

- (a) 埋設坑沿いの複数の廃棄物パッケージを破壊する単一の大規模断層
- (b) 斜め方向に横断して複数の廃棄物パッケージを破壊する単一の大規模断層



(a) $t = 1000$ years



(b) $t = 2000$ years

図 4-2 実例的な複数断層シナリオの概略図

- (a) 処分場閉鎖後 1000 年時点までで 2 個の廃棄物パッケージを破壊する
複数の小規模断層
- (b) 処分場閉鎖後 1000 年時点から 2000 年時点の間に別の 2 個の
廃棄物パッケージを破壊する複数の小規模断層

逆に、多くの異なる断層に沿った複数の小規模な変位により、将来の応力蓄積は軽減され得る。この概念モデルでは、稀れにしか生じない単一の大規模断層の新たな生成による場合と同じ数の廃棄物パッケージがある期間に亘り、ダメージを受けると考える。従って、もし大規模断層シナリオで、将来1万年間に生ずる1回の断層事象によって200個の廃棄物パッケージがダメージを受けるとすると、小規模断層シナリオでは、各1000年毎に生ずる小規模断層変位によって一事象当たり20個の廃棄物パッケージのダメージがもたらされるものと想定する。1万年後には同じ数の廃棄物パッケージがダメージを受けるが、小規模断層シナリオでは1万年という期間全体に亘ってダメージを受けた廃棄物パッケージの影響が分散されるため、線量計算結果は大規模断層シナリオより低くなってしかるべき、という点が異なる。以下にその解析例を具体的に示すものとする。

4.2 計算結果

4.2.1 序

ここでは、前節で述べたような地震・断層シナリオ変動ケースを検討する。単一の大規模地震・断層事象の発生に伴う大きな断層活動のために、多くの廃棄物パッケージが同時に破損し、FF経路が大きく短縮化されることが想起されよう（図4-1参照）。他方、複数の小規模な地震・断層がもっと頻繁に生ずることも考えられよう（図4-2参照）。後者の場合、各事象毎に影響を受ける廃棄物パッケージ数は少なくなるが、影響を受ける期間が長期に亘るため、影響を受ける廃棄物パッケージの総数は、前者の単一大規模地震・断層事象のケースと等しくなる。但し、大規模地震・断層事象ケースに比べると、後者の変動ケース（以降、複数小規模地震・断層ケース）では、廃棄物パッケージの破損時点が分散され、また、FF経路が受ける大きなダメージがなくなるため、同じ期間内での処分場性能への影響は、低減化され得ると考えられる。

本計算では、岩脈貫入ケース（2.7節）、隆起・侵食シナリオ変動ケース（3.4節）同様、MESHNOTE - TIGER 計算コード系（MRI, 1999）⁽²⁹⁾を用いる。

4.2.2 概念モデル

本検討では、1 回目の小規模地震・断層事象が、処分場閉鎖から 1000 年後に発生し、その結果、処分場全体の廃棄物パッケージ総数のわずかの割合だけが影響を受けるものとする。主要な影響は、EBS と母岩の境界における流量が 10 倍に増加するという想定である。さらに、その後 1 万年間で、より多くの亀裂が母岩に生じて緩衝材の亀裂内への突出が増加するため、緩衝材の密度は徐々に低下するものとする。その結果、緩衝材中の放射性核種の遅延効果は低下する。地震・断層事象は処分場内で生ずるとしているため、FF での物理的・化学的パラメータは変化しない。即ち、高速流路の発生はない。このような小規模地震・断層事象がそれぞれ（図 4-3 に示す）各時点に処分場の異なる位置で生ずる。従って、これらの小規模な影響がそれぞれの廃棄物パッケージへ繰り返し生ずることとなる。本モデル概念における時系列及びパラメータ変化の流れを図 4-3 に例示する。

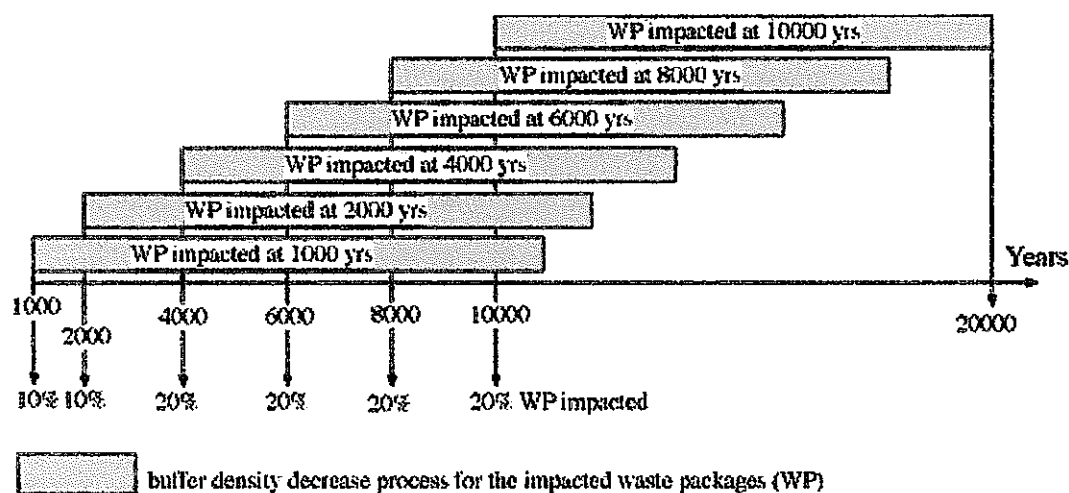


図 4-3 複数小規模地震・断層ケースのモデル概念

緩衝材の密度は、2500年間で1.5625%の一定割合で低下し、最終的には6.25%低下するものとする。例えば、1000年後に生ずる地震・断層事象で影響を受ける廃棄物パッケージについては、緩衝材の密度は11,000年後に6.25%低下する。

このモデルに対する計算を実行するため、図4-3に示す影響を受ける6系列の廃棄物パッケージ毎に、6回のMESHNOTEコードによる計算を行う。単体廃棄物パッケージのインベントリで規格化した各核種のEBSフラックスは、廃棄物パッケージの影響割合を表わす比率で重み付けされた6つのフラックスの和（次式）で表わされる。

$$\begin{aligned} \dot{q}_{i,EBS} = & 0.1 \times \dot{q}_{i,1000y} + 0.1 \times \dot{q}_{i,2000y} + 0.2 \times \dot{q}_{i,4000y} + 0.2 \times \dot{q}_{i,6000y} \\ & + 0.2 \times \dot{q}_{i,8000y} + 0.2 \times \dot{q}_{i,10000y} \end{aligned} \quad (4-1)$$

ここで、 $\dot{q}_{i,EBS}$: 単体廃棄物パッケージのインベントリで規格化された核種

iの全EBS放出率 [Bq/y]

$\dot{q}_{i,j}$: 時点jで影響を受ける廃棄物パッケージから放出される

核種iのEBSフラックス [Bq/y]

これらのEBSフラックスは、TIGERコードを用いたFF移行計算への入力データとなる。本計算では、処分場全体の廃棄物パッケージが影響を受けるものと想定していることに留意されたい。但し、将来の地震・断層事象で処分場が影響を受ける割合は、そのほんのわずかの部分にすぎないかもしれない。その場合には、現行モデル計算から得られる線量率よりも小さい値が得られよう。

次に、9つの流路毎に、TIGERコードによる計算が行われ、最終的に得られる生物圏への放出率は、(2-1)式に従って算出される。

4.2.3 計算結果

(1) 複数小規模地震・断層ケースでの線量率

複数小規模地震・断層ケースの線量率計算結果を図 4-4 に示す。全線量率への主要な寄与核種は、1 万年までは Se-79 で、それから 5×10^5 年までは Cs-135、さらに、その後 10^7 年までは Th-229 となっている。これは、ベンチマークケース(BC) (2.7.2 項の図 2-4 参照) の結果と同様である。重要な結果は、今回と等しい廃棄物パッケージ数と地質圏流路へのダメージを想定していた前年度の単一大規模地震・断層事象計算結果 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾ に見受けられたスパイク状の放出が消失していることである。このような滑らかな影響の出方がより自然に近いと考えられ、それは、シナリオの非均一的な取り扱いによるものである。例えば Cs-135 のように、いくつかの核種のピークが複数生じているのは、BC (図 2-4) で示した議論と同様、複数の移行経路の設定によるものである。

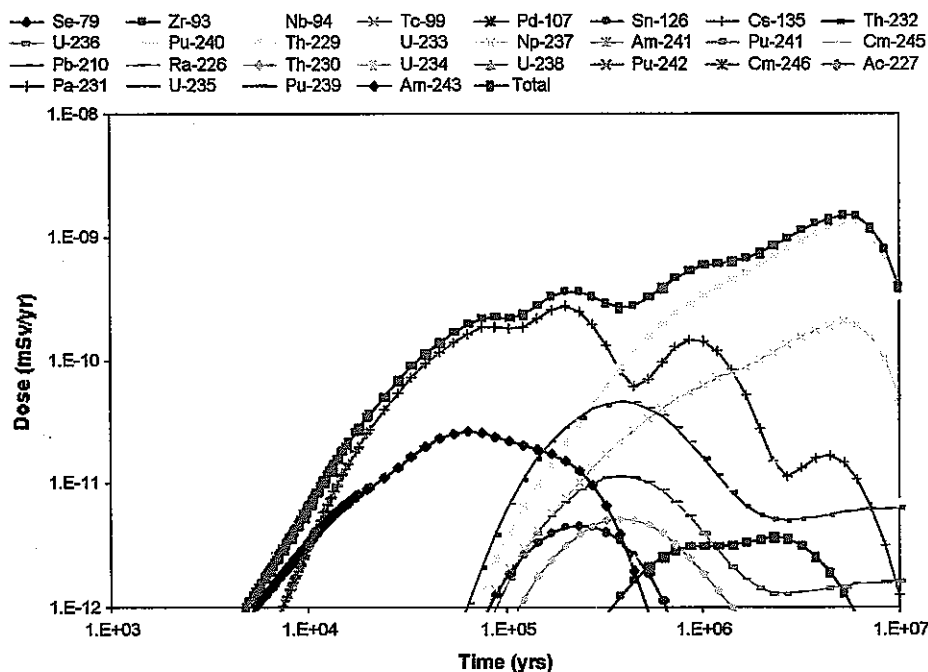


図 4-4 地震・断層シナリオ変動ケース (複数小規模地震・断層ケース)
計算結果：線量率曲線 (単体廃棄物パッケージ)

(2) ベンチマークケース (BC) との比較

複数小規模地震・断層ケースと BC との全線量率を比較した結果を図 4-5 に示す。BC の計算結果については 2.7.2 項に詳述している。本変動ケースの放出率曲線は、最初の小規模地震・断層事象が発生する 1000 年後時点以降、徐々に BC から高線量率側へ離れていくのがわかる。この線量率増加の原因は、EBS 流量の増加と、緩衝材密度低下による遅延効果の漸減によるものである。EBS からの放出時期が早まるため、主に Cs-135 などのいくつかの核種の放出率曲線が BC よりも早くに低下し始める。その結果、いくつかの時点（例えば、 3×10^5 年後）で双方の曲線が接近している。全体としては、複数小規模地震・断層ケースでは、全線量率が BC より 1 桁大きくなっており、これは、放出率の主要な影響要因の一つである EBS 流量の変化率に比例したものである。

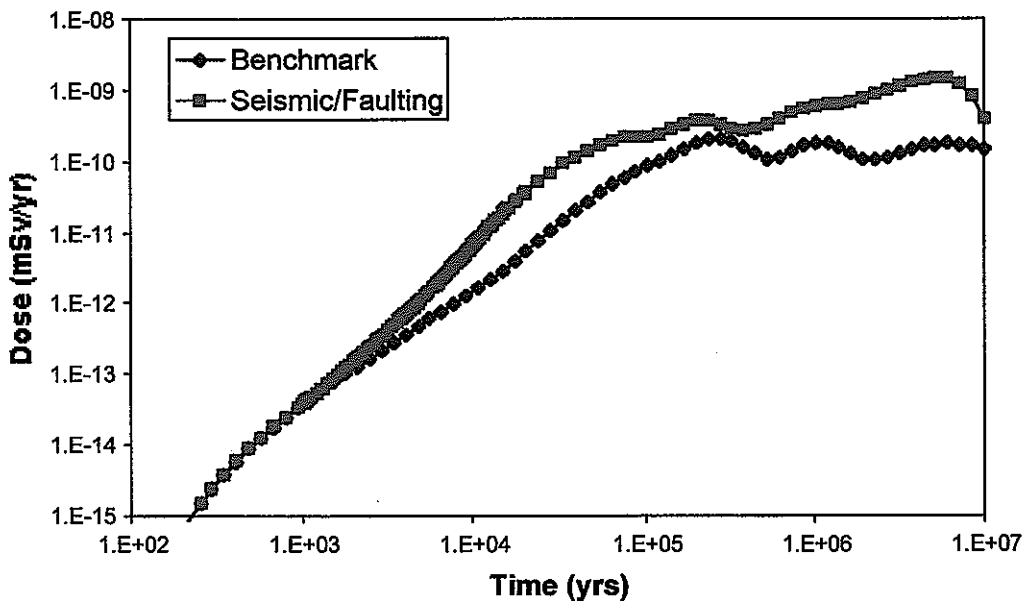


図 4-5 ベンチマークケースと複数小規模地震・断層ケースの全線量率
(単体廃棄物パッケージ) の比較

(3) 単一大規模地震・断層ケースとの比較

図 4-6 は、複数小規模地震・断層ケースと、1000 年後に FF 経路を 10m に縮小する断層活動によるダメージを与える単一大規模地震・断層ケース並びに FF へのダメージを与えない単一大規模地震・断層ケースとの比較結果を示す。後者の変動ケースでは、(4-1) 式において、 $\dot{q}_{i,1000y}$ の占める割合（重み）を（複数小規模地震・断層ケースでの 0.2 の代わりに）1.0 とし、同式中の他のフラックスの占める割合は 0 とおく。これらの 3 つの変動ケースは、断層活動によって破損する廃棄物パッケージ総数は同じであるものの、放出は、複数小規模地震・断層ケースの方が小さい。FF へのダメージがない単一大規模地震・断層ケースと比べると、複数小規模地震・断層ケースでの放出は、初期においてかなり小さい。このことより、単一大規模地震・断層事象よりも、多年間に亘って複数生ずる小規模地震・断層ケースの方が、ピーク線量率の低減化に寄与するであろうという予想が確認された。しかし、かなり将来の時点になると、この 2 ケースは、ほとんど一致する。

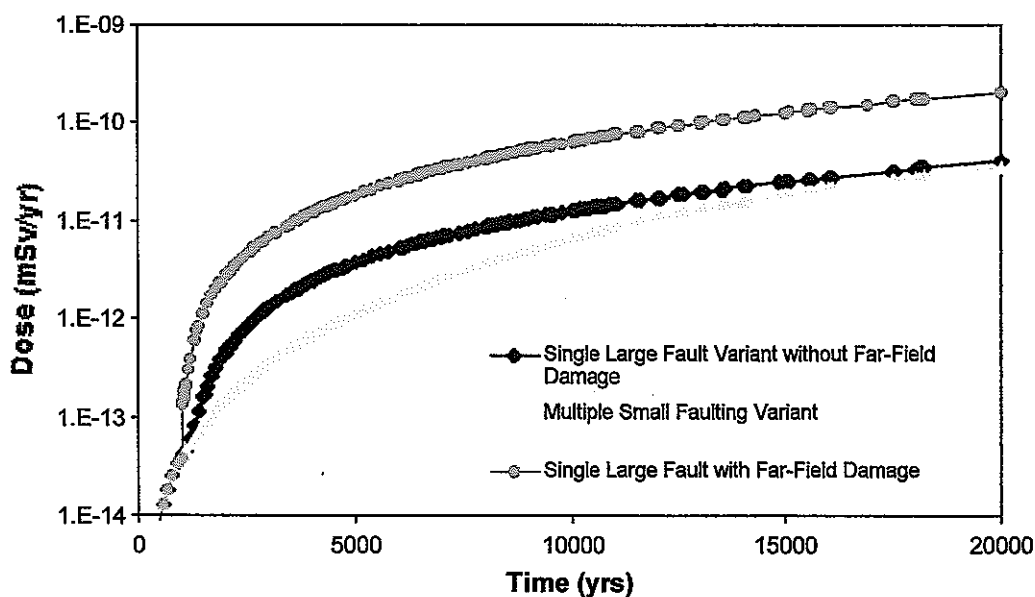


図 4-6 単一大規模地震・断層ケース（FF のダメージがある場合とない場合）と複数小規模地震・断層ケースの放出の比較

但し、ここで留意すべき点は、事象の発生時点が分散することによってピーク放出率を低減できるのは、事象発生時点の分布期間がピーク線量率の発生に要する期間より大きい場合のみである。本例示では、事象発生分布期間は、1万年オーダーであるため、1万年までは放出の低減化が示される。しかし、この事象発生分布期間は、主に Cs-135、Th-229 の支配を受けて1万年以降で発生するピーク放出率の低減化には、ほとんど効果を示さないだろう。

最後に、図 4-6 において、複数小規模地震・断層ケースと FF へのダメージを与える単一大規模地震・断層ケースとを比較する。これは多分、処分場を貫通する単一大規模地震・断層事象の仮定により FF 経路の短縮化がもたらされるため、もっと現実的な比較を与える。明らかに、複数小規模地震・断層ケースでは、FF 経路の短縮化が生じ得ないため、全対象期間を通じて放出率は FF へのダメージがないケースとの比較よりずっと低くなっている。

(4) まとめ

地震・断層活動や火山活動のような突発的自然事象の発生は、処分場の境界条件に急激な変化をもたらし、その結果、放射性核種のピーク線量率を急増させ得る。簡略化された処分場性能評価モデルにもっと現実的なモデル概念を付け加えることによって算出されるピーク線量率を低減化することが可能となり得るような方法が、いくつか存在する。その1つは、廃棄物パッケージを空間的に分布させることにより、各廃棄物パッケージの濃度場を重畳して求めるモデル概念である。

もう一つは、ここで検討したように、自然事象によって生ずる廃棄物パッケージの破損時点を分散させるモデル概念である。ここで得られた地震・断層シナリオ変動ケースの結果が示すように、ピーク線量率は複数小規模地震・断層ケースの方が単一大規模地震・断層ケースよりも小さくなることが確認された。

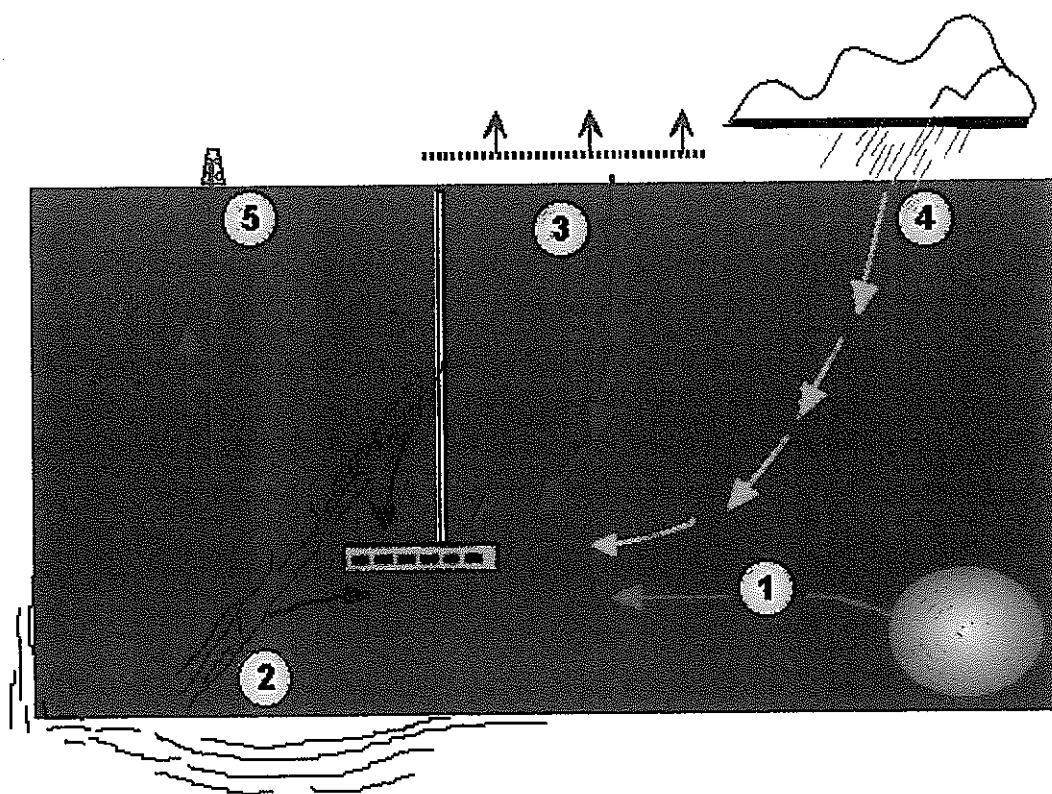
5. 複合的シナリオ

5.1 ピーク線量率の推定

本研究では、4つの天然事象（火成活動、地震・断層、隆起・侵食、気候変動）と人間活動（侵入）の5つの外乱的発端事象（EFEP）（図 5-1 参照）に対する様々なシナリオを検討してきた（MRI, 1997～1999）^{(24) (27) (29)}。

特に、平成 10 年度（MRI, 1999）⁽²⁹⁾には、MESHNOTE-TIGER 計算コード体系を用い、4つの天然事象がそれぞれ独立に生ずる単独ケースと、隆起・侵食と気候変動とを組み合わせた複合ケースに対する線量率の経時変化を比較・検討した（図 5-2 参照）。

これらの各計算ケースにおけるピーク線量率を比較することにより、人間侵入シナリオとの組み合わせ以外の全ての組み合わせ（複合）ケースでのピーク線量率を推定した結果（ここでは、近似値として各シナリオのピーク値のうち大きい方を求めた）を表 5-1 並びに図 5-3 に示す。なお、ここでは気候変動シナリオとして、隆起・侵食シナリオ（隆起率 0.1mm/y）との複合ケースを対象として他のシナリオとの組み合わせを考えていることに留意すべきである（なお、地震・断層と（単独の）気候変動の複合ケースについての予備的検討結果を付録 A に示す）。



時間的変動性 空間的変動性	即時的な変化 ($\Delta t \leq t_{STEP}$)	緩慢な変化 ($\Delta t > t_{STEP}$)
局地的な変化 (\leq 処分場から xm 離れた地点)	<ul style="list-style-type: none"> 地震・断層活動 (2) 岩脈貫入 (1) 人間侵入 (5) 	—
広域的な変化 ($>$ 処分場から xm 離れた地点)	—	<ul style="list-style-type: none"> 隆起/侵食 (3) 気候変動 (4) 広域的な火山活動 (1) 地震 (2)

図 5-1 シナリオの発端事象とその時間依存性と空間的広がり

出典：平成 9 年度報告書 (MRI, 1998) (27)

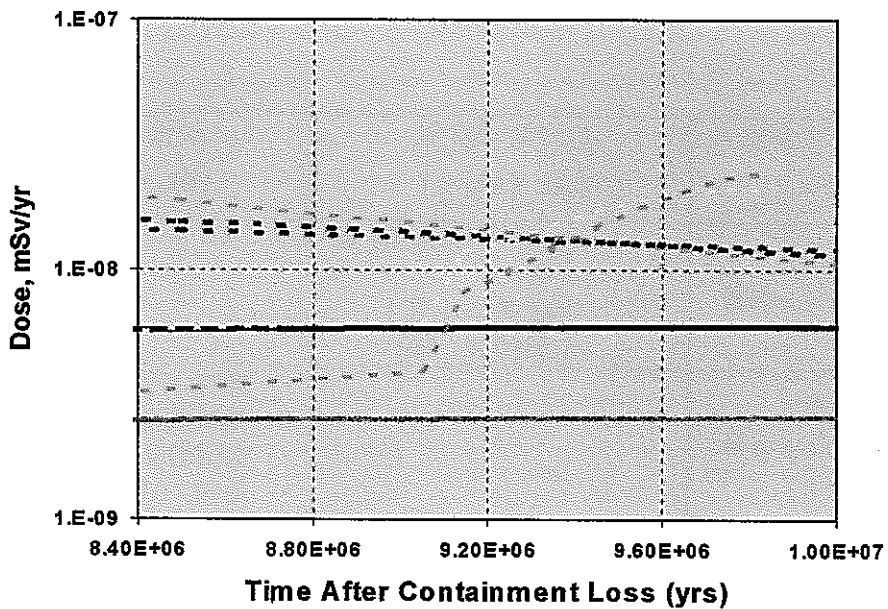
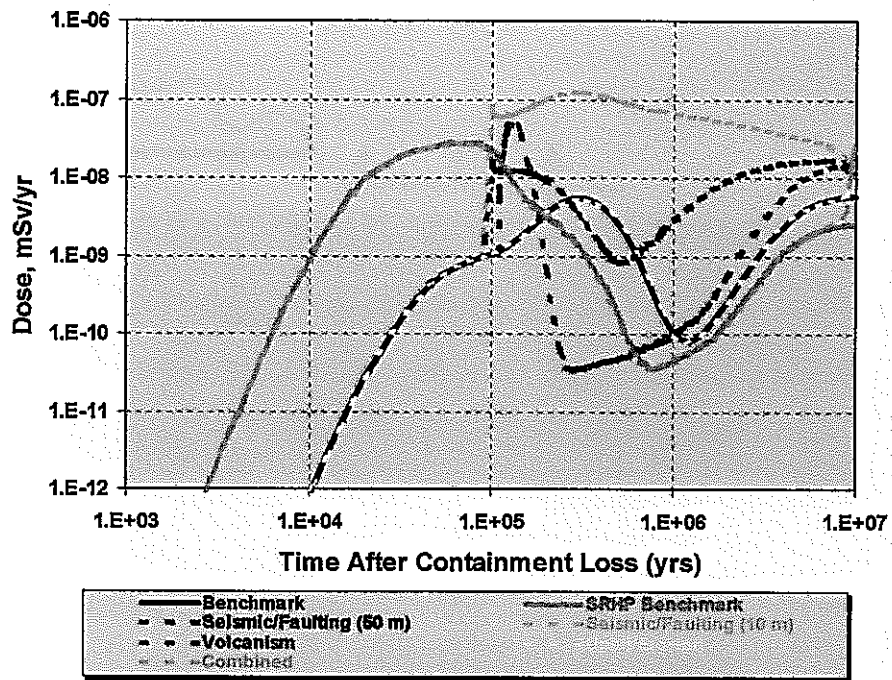


図 5-2(1) 岩脈貫入ケース以外の全シナリオ変動ケース計算結果の比較：

全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

上図：対数時間スケール表示

下図：線形時間スケール拡大表示

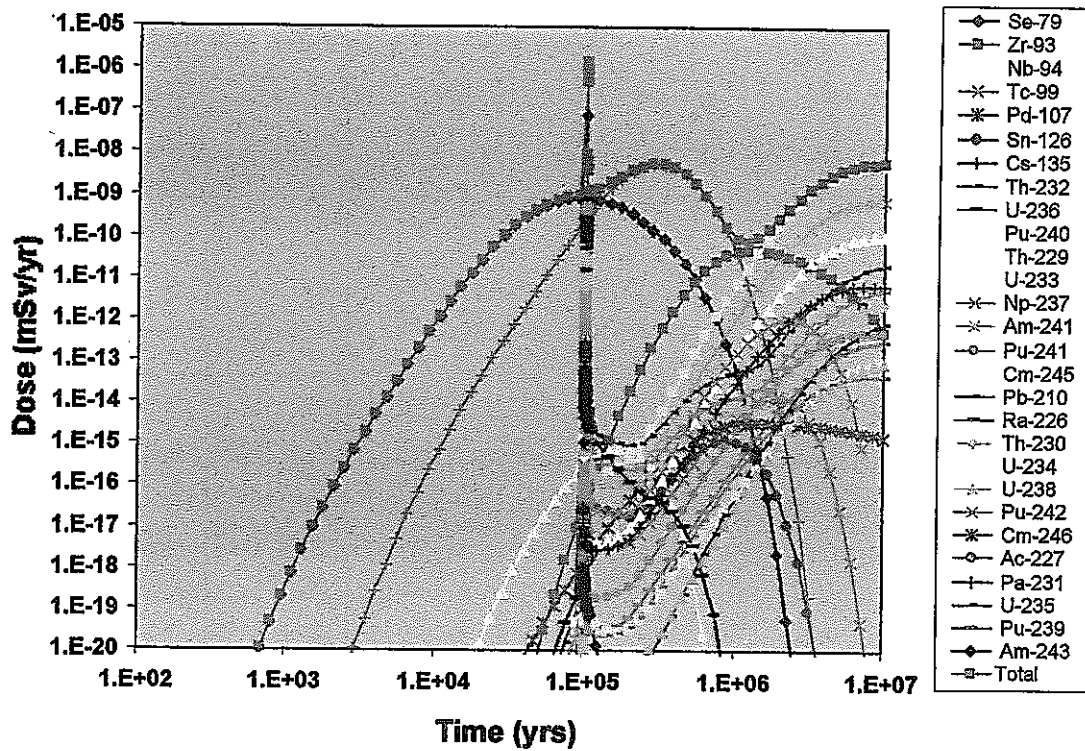


図 5-2(2) 単一岩脈貫入シナリオにおける単体廃棄物パッケージからの放射性核種線量率（時間軸は、処分場閉鎖後の時間）

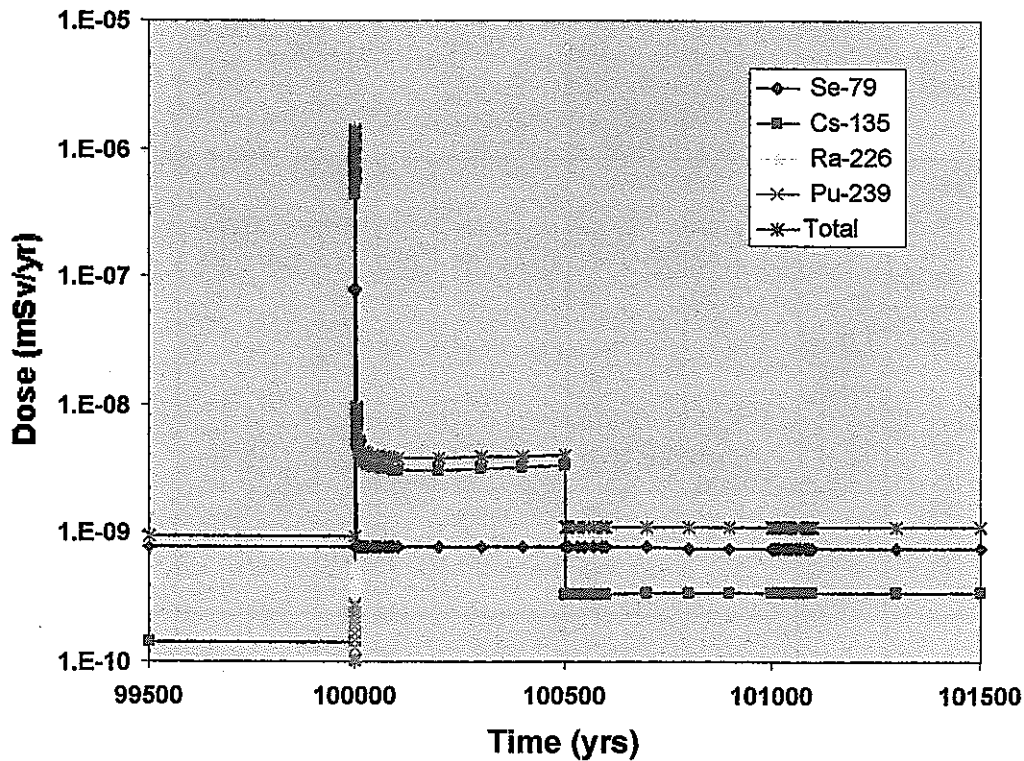


図 5-2(3) 単一岩脈貫入シナリオにおける全線量率への主要な寄与核種とその線量率（線形時間スケール）

以上、出典：MRI, 1999⁽²⁹⁾

表 5-1 複合的シナリオの推定ピーク線量率

[mSv/y]

単一シナリオ		㊦ 火成活動		㊤ 地震・断層		㊴ 隆起・侵食	㊢ 気候変動 (+隆起・侵食 0.1mm/y)	㊡ 人間活動
		岩脈貫入なし (ND ケース)	岩脈貫入あり (D ケース)	50m*1 ケース	10m*1 ケース			
㊦ 火成活動								
㊤ 地震・断層	50m*1 ケース	㊦ 7×10^{-8} (12 万年)	㊦ 1.3×10^{-6} (10 万年)					
	10m*1 ケース	㊦~㊤ 1.2×10^{-7} (12 万年~30 万年)	㊦ 1.4×10^{-6} (10 万年)					
㊴ 隆起・侵食	0.1mm/y ケース	㊦ 6.1×10^{-8} (12 万年)	㊦ 1.3×10^{-6} (10 万年)	㊴ 2×10^{-8} (9.9 × 10 ⁶ 年) (但し、㊤のピーク時点 10.5 万年で 1.8×10^{-8})	㊤ 1.2×10^{-7} (30 万年)			
	1mm/y ケース	㊴ 2×10^{-5} (1.01 × 10 ⁶ 年)	㊴ 2×10^{-5} (1.01 × 10 ⁶ 年)	㊴ 2×10^{-5} (1.01 × 10 ⁶ 年)	㊴ 2×10^{-5} (1.01 × 10 ⁶ 年)			
㊢ 気候変動 (+隆起・侵食 0.1mm/y)		㊦ 6.1×10^{-8} (12 万年)	㊦ 1.3×10^{-6} (10 万年)	㊢~㊤ 3.5×10^{-8} (10 万年、 9.9 × 10 ⁶ 年)	㊢~㊤ 1.2×10^{-7} (10 万年 ~30 万年)			
㊡ 人間活動		—	—	—	—	—	—	

表中の上の○ : ピーク線量率に主として寄与している単一シナリオ

表中の下の数値 : 各複合的シナリオの推定ピーク線量率 (() は、その発生時点)

*1 断層の位置

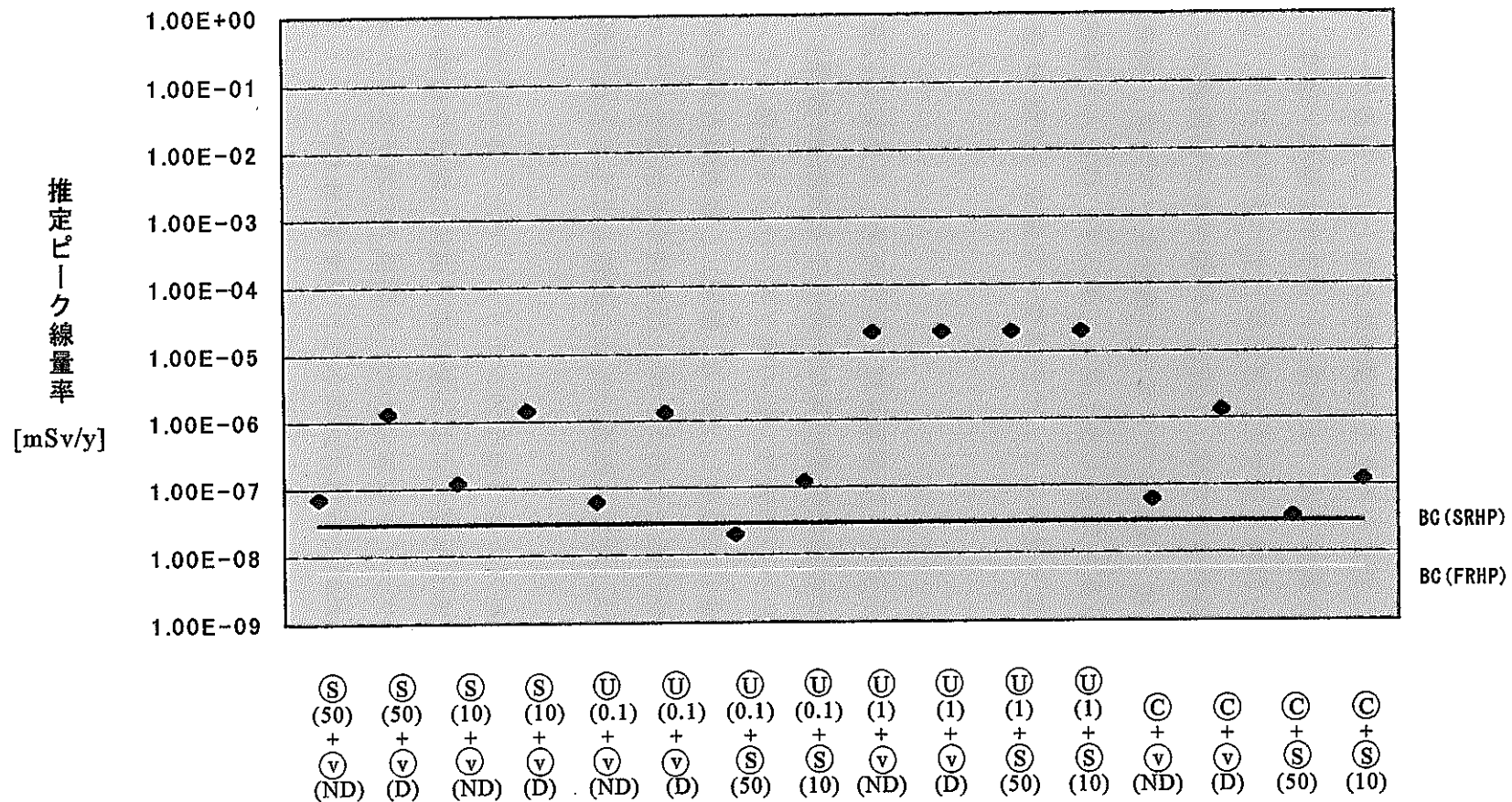


図 5-3 複合的シナリオの推定ピーク線量率の比較図

*ケース名の記号の意味は、表 5-1 と同じ。

5.2 人間侵入シナリオとの組み合わせ（複合ケース）に関する一考察

複合ケースを考える場合には、各 EFEP の時間異存特性や影響の空間的広がり特性（図 5-1 参照）を考慮に入れると、緩慢ではあるが広域的に影響を及ぼし得る事象に、即時的かつ局所的な変化を与える事象が加わるという複合ケースの設定が考えられるが、そのような意味では、人間侵入シナリオと隆起・侵食シナリオもしくは気候変動シナリオとの組み合わせを考慮対象とすべきであろう。しかし、例えば人間侵食シナリオとの組み合わせでは、人間侵入時期が処分場閉鎖から数千年以内に発生する場合には隆起・侵食シナリオとの複合ケースでは、純隆起率 10mm/y としても 5000 年では高々 50m しか上昇しておらず、ほとんど単独の人間侵入シナリオと同じ結果となり得ること、その他様々な論点（付録 B 参照）を念頭に置く必要がある。

例えば、

- ・人間侵入事象は図 B1 に示すように多種多様であるため、各事象毎に発生可能性と影響、発生時期などの検討結果が異なり得ること（表 B3 参照）
- ・人間侵入による NF や FF への影響は、他の地下水シナリオ同様、インフルエンシス・ダイヤグラムを通じて整理し（図 B2 参照）、核種移行計算の入力パラメータ変化として反映可能であるが、例えば水理学的影響をパラメータ変化として取り扱う上では、地震・断層のそれと類似したものとなり得ること（表 B1 参照）
- ・隆起・侵食シナリオとの組み合わせ（複合的シナリオ）では、処分場が地表に近づくにつれて、酸化性地下水浸入による酸化還元電位に鋭敏な核種の放出による線量率への寄与のウェイト増加のため、人間侵入の地下水シナリオとしての直接的な影響は相対的に低減され得ること（表 B2 参照）
- ・人間侵入シナリオは、その発生時期や影響範囲・持続期間等に対する不確定要素が多いため、確率論的評価フレームによる取り扱いが、他の天然事象シナリオよりも強いと考えられること

などである。

以上の特徴を踏まえ、人間侵入と隆起・侵食の複合的シナリオの影響の定性的検討を試みた。即ち、仮りに人間侵入（新規深井戸掘削利用シナリオ）が処分場閉鎖後のある時点（例えば、1 万年以内）で発生した場合、井戸掘削影響領域に酸化性地下水が浸入するとの想定のもとでの化学的影響として、1 万年以内の線量率支配核種であり、かつ酸化性雰囲気が高溶解度をもち、母岩への K_d が 0 となる Se-79（図 5-4、図 5-5 参照）の線量率増加が考えられる。また、隆起・侵食シナリオ（1mm/y ケース）における処分場閉鎖後 90 万年以降の線量率増大化の著しい核種として、Np-237 とその娘核種や Tc-99 が指摘される（図 5-6 参照）ことから、隆起・侵食シナリオと人間侵入シナリオの複合ケースでは、人間侵入時点の異同や 10 倍増の永続的流速増加といった水理学的影響にはあまり左右されず重要と考えられる核種は、Np-237 であるとも考えられよう。しかし、帯水層に至った核種を含む地下水の採取・摂取による被曝線量は、河川水量に対する深井戸希釈水量の減少をほぼそのまま反映した線量換算係数の増加により、リファレンス・ケースのおよそ 2 桁程度増加すると考えられている（JNC, 1999）⁽¹²⁾。他方、隆起・侵食シナリオ（1mm/y ケース）でのピーク線量率は、BC（FRHP）のおよそ 3~4 桁の増加となっている（図 5-3 参照）。従って、人間侵入時期が、今まで検討されてきた人間侵入シナリオ（MRI, 1998/1999）⁽²⁷⁾ ⁽²⁹⁾ に示すように処分場閉鎖から 1 万年以内で井戸水利用期間が 1000 年以内であるとすれば、H12 レポートの人間侵入シナリオでの想定や本研究での隆起・侵食シナリオの想定に基づくと、人間侵入と隆起・侵食の複合的シナリオのピーク線量率並びにピーク発生時点は、概ね隆起・侵食シナリオ（1mm/y ケース）のそれに匹敵したものになると考えられる。

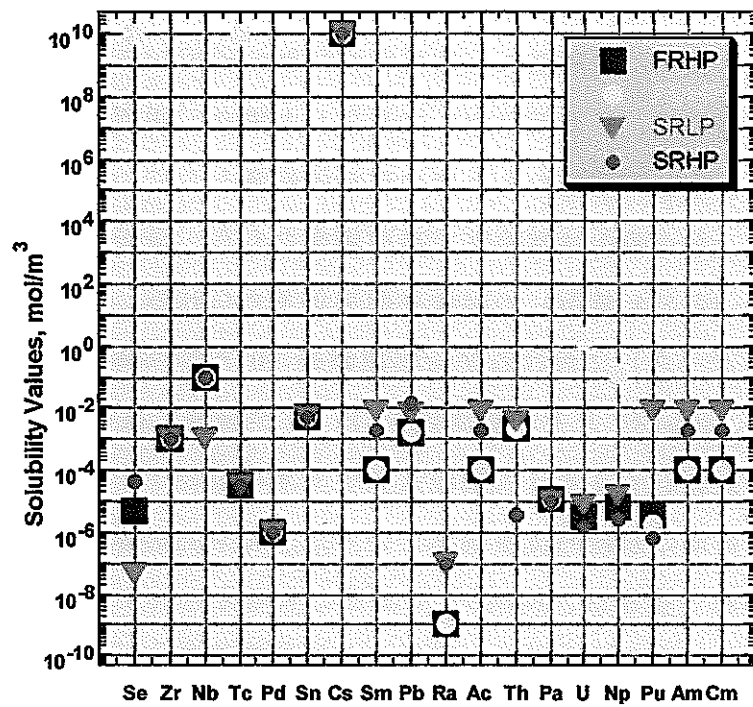


図 5-4(1) 異なる処分場の地下水に対する放射性元素の溶解度

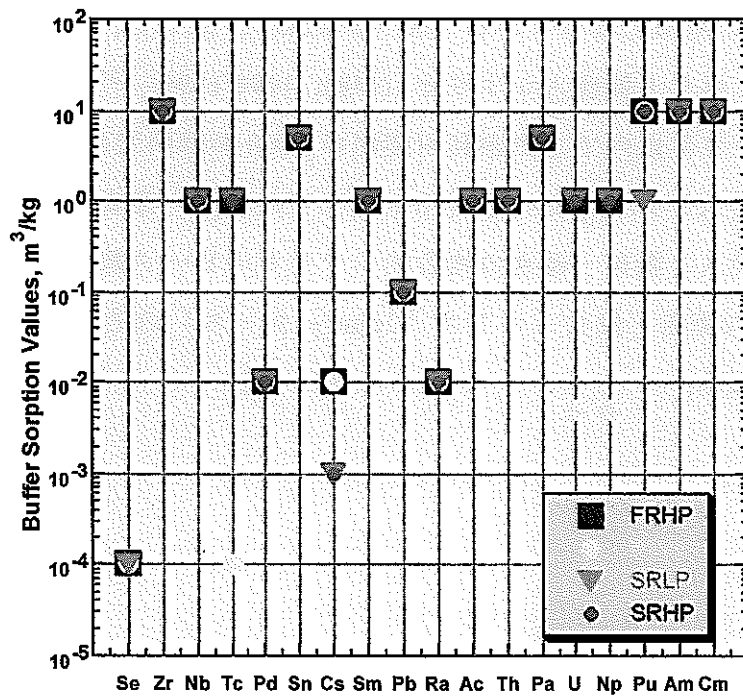


図 5-4(2) 異なる処分場の地下水に対する緩衝材における放射性元素の分配係数

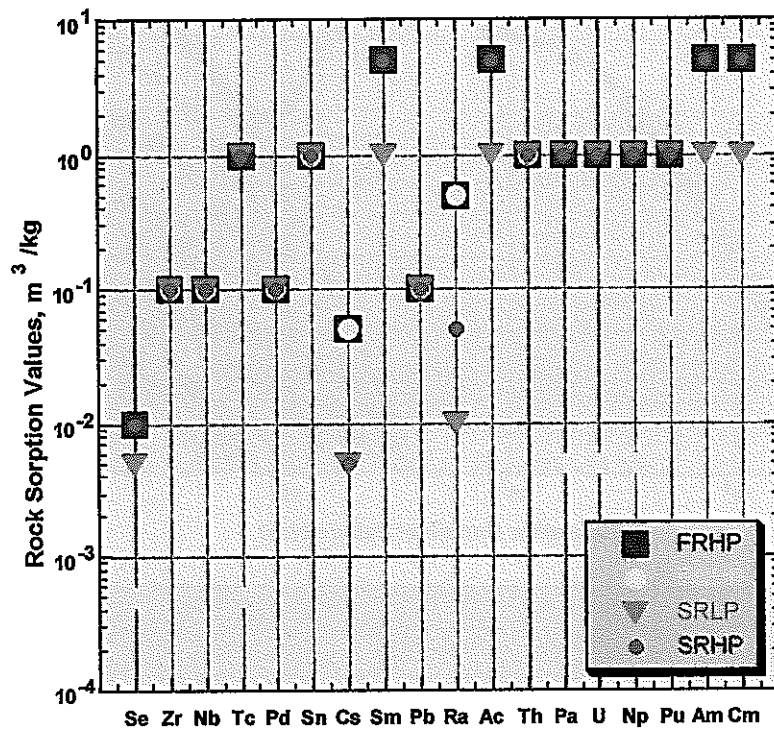


図 5-4(3) 異なる処分場の地下水に対する母岩における放射性元素の分配係数
以上、出典：MRI, 1999⁽²⁹⁾

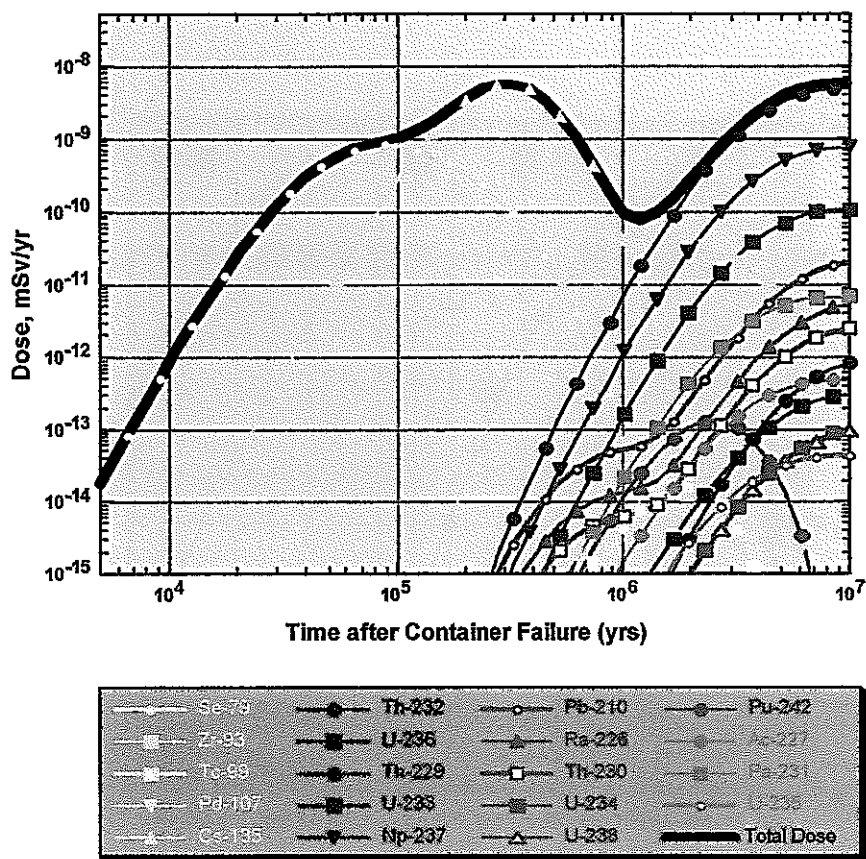


図 5-5 ベンチマークケース(FRHP) 計算結果：
 全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）
 出典：MRI, 1999⁽²⁹⁾

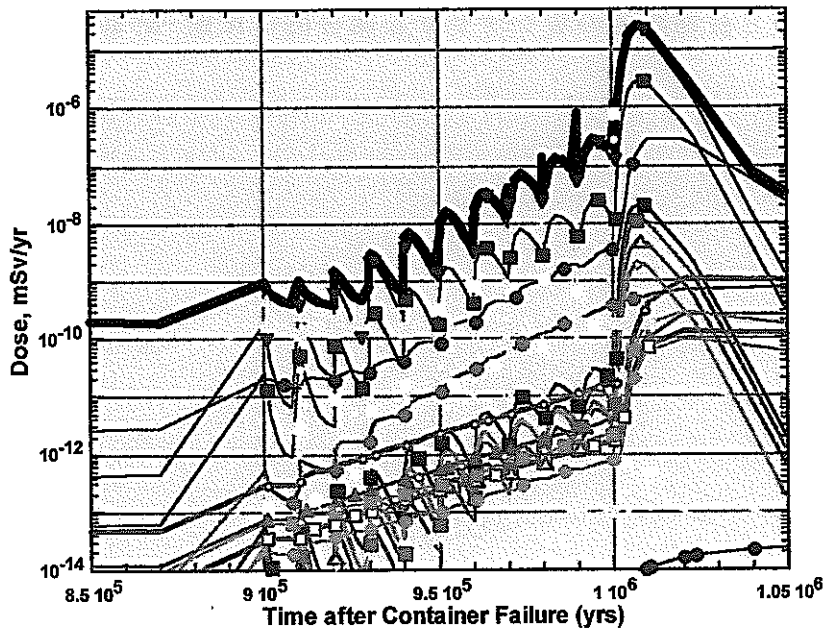
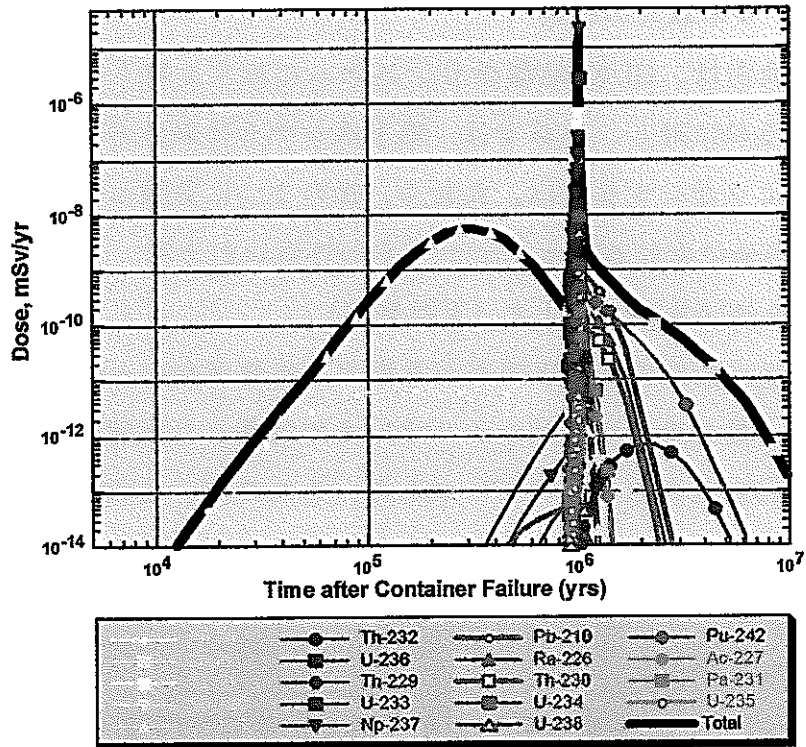


図 5-6 隆起・侵食シナリオ変動ケース再計算結果：全線量率曲線
(単体廃棄物パッケージ)

上図：対数時間スケール表示

下図：線形時間スケール拡大表示

出典：MRI, 1999⁽²⁹⁾

6. 地下水シナリオ以外の検討

前章までの検討は、HLW 地層処分システムに対する地下水シナリオを対象とするものであるのに対し、本章では、地下水シナリオ以外のシナリオに関して検討する。そのようなシナリオは、大きく、次の2つに分類し得る。

① 地層処分における地下水シナリオ以外のシナリオ

② 地層処分以外のシナリオ（又は戦略）

①については、性能評価の専門家が考慮する必要がないと判断した極端なシナリオ（以下、一般公衆の空想的シナリオ）まで対象とした極限安全シナリオの検討例（MRI, 1997～1999）^{(25) (26) (28)}がある。そこでは、火成活動（大規模／中規模）、地震・断層、隕石落下、隆起・侵食、人間侵入、気候変動の各シナリオに対し、放射線学的／非放射線学的影響及びリスク（人口10万人当り期待死亡率）を算出・比較している。

また②として、HLW を地層処分せず、地表に長期間貯蔵するシナリオ（戦略）を設定し、上記極限安全シナリオでのリスク評価フレームの考え方を一部踏襲しつつ、地層処分と長期貯蔵の各シナリオを総合的に比較・評価することを試みた。

6.1 長期貯蔵シナリオに関する予備的検討

地層処分シナリオと長期貯蔵シナリオとの比較・評価を行うに当たり、特に、長期貯蔵シナリオ設定上の前提条件、長期貯蔵シナリオ特有のFEP（並びにインフルエンシブ・ダイアグラム）、その他評価指標としてリスクやコスト以外に考えておくべきものなどの検討を、各種文献調査に基づき行った。その結果を以下にリストアップする。

(1) 処分シナリオと対比すべき長期貯蔵シナリオの前提条件

① リスク評価を行う場合、貯蔵施設の長期的健全性が問題になると考えられる。

そこで、石材は耐震性等に問題が生ずると考えられる（Utida, 1997）⁽⁴⁷⁾ ため、鉄筋コンクリート製とすることが考えられるが、この場合、以下の視点を考慮する必要がある。

- ・ 地下コンクリート製の建屋（貯蔵区域、検査室）の厚さ 1.5~2m の遮蔽壁（Hunaya, 1995）⁽¹⁵⁾ の老朽化（耐用年数（劣化速度））

- 寿命影響要因（Kakizaki, 1991）⁽¹⁴⁾

- 安全評価上の設定例 100 年（Harwell (Beale et al., 1982) ⁽³⁾

但し、現在のコンクリートの歴史は、高々 200 年未満である

（Taisei, 1976⁽⁵¹⁾ ; Mayuzumi, 1995⁽²¹⁾）。

- ・ 従って、経年劣化シナリオの場合、律速要因となるのはガラス固化体露出時間と核種溶解速度（周囲環境条件）

- ・ ガラス固化体を覆うステンレス鋼の最大浸食速度 $1 \mu\text{m}/\text{年}$ （Mayuzumi, 1995）⁽²¹⁾ より容器肉厚約 5mm が剥ぎ取られるのに要する時間は、少なく

とも $\frac{5 \times 10^{-3} \text{m}}{10^{-6} \text{m}/\text{年}} = 5000$ 年かかる計算になる。

② コスト見積

コスト評価を行う場合、特に長期的な将来世代に亘るコストの発生可能性が問題になると考えられる。

- ・ 再取り出し性や将来世代負担等に関する議論（MC, 1998）⁽³²⁾ の考慮

- ・ 将来コストの見積り方では、割引率の設定の考え方に疑問が生じている

（S. Shrader-Frechette, 1998）⁽⁴⁰⁾。放射線被曝の社会的費用（発癌に対する

医療費と病気及び死亡による収入喪失)の算定において割引率の設定を第一世代のみとし、第二世代以降はゼロとする例 (Voilleque, 1982) ⁽⁵¹⁾ もある。

ー内部コスト (初期・運転・閉鎖) …米国の例では、MRS 施設を加えることによって 25%~60%以上の増加の可能性がある (Nemoto, 1986) ⁽³⁴⁾。

ー外部コスト (事故死 (含、将来世代) 等) …スイス原子力学会では、人命の平均価値 (仮想値) として 300 万米ドルを提案 (MC, 1994) ⁽³¹⁾。

- ・災害対策によるコスト高要因 (災害対策による放射線被曝回避のコスト効果の目標として、原子力発電所に対して、1000 \$ /人・rem (1983 年価値) とする例 (Rathbun et al., 1987) ⁽³⁸⁾ もある。)
- ・OECD/NEA (1993) ⁽³⁶⁾ によると、各国の HLW 処分計画では、処分場閉鎖までの期間は高々 100 年程度であり、それ以降のコスト (モニタリングやサーベイに関する将来費用) は、フィンランド以外は考慮していない (但し、フランス、ドイツ、オランダ、スウェーデンは、処分場閉鎖後コストは当コスト見積には含まれていないと注記しているが)。特に、カナダでは、最終処分概念に基づけば、そのようなコストは不要であること、また、スイスでは、処分場閉鎖後の跡地周辺復旧利用可能性も考慮している。これに対し、地上での長期貯蔵シナリオは、将来世代に対する負担 (自然災害リスク回避のための廃棄体の移動、コスト負担等) (OECD/NEA, 1977⁽³⁵⁾; U.S.DOE, 1980⁽⁴⁸⁾; Trask, 1994⁽⁴⁶⁾) を残す可能性がある。しかし、そのコスト並びに回収資金見積においては、現世代と将来世代との間に不公平とならないような配慮が必要であるとの指摘もある (Fisher et al., 1993) ⁽⁸⁾。

(2) 極限安全シナリオのリスク評価からの推計

- ・地層処分極限安全シナリオで検討した事象での放射線学的リスク (人口 10 万人当りの期待死亡率) からの比較・推計 (MRI, 1997~1999) ^{(25) (26) (28)}
地層処分極限安全シナリオでのリスク評価の概要 (付録 C の補足参照) とのアナロジーに基づき、地上での長期貯蔵シナリオでのリスク評価を行う場合の推計を下記のように試行した。

ー地震・活断層…1桁増 (漏出経路係数 0.1→1) と考えると、

$3.6 \times 10^{-6} \times 10 = 3.6 \times 10^{-5}$ (非放射線学的リスクは変わらない)

- 火成活動 (大・中規模) ・ 隕石 (地球規模) ・ 気候変動…ほぼ同程度
- 人間侵入…意図的でなければ、HLW 貯蔵施設の認識が可能かどうかによる。テロ活動のような意図的なケースでは、露天掘りによる大気散乱、杭柱掘削による飲料水への散乱と同程度の影響が生ずると考えられる (表 B3 参照) ため、発生頻度高 (Billing, 1986) ⁽⁴⁾ により、数桁増の可能性があり得る (付録 C 参照)。
- 隆起・侵食…地上でガラス固化体が露出する時期は、地層処分極限安全シナリオで想定した 200 万年よりかなり早期に生ずることも考えられるため、例えば 1000 年後での放射線学的影響は約 250 倍 (付録 C 参照)。

(3) FEP リスト及び PSM (インフルエンス・ダイヤグラム)

シナリオ解析に基づくリスク評価を行う場合には、表 D2 に示すプロセスが考えられる。そこで、一般に、長期貯蔵シナリオのリスク評価を行う上で、どのような FEP が検討対象となり得るかを調査した。

- ・ 長期貯蔵シナリオの検討に関係し得る FEP (並びにインフルエンス・ダイヤグラム) の抽出

- 日本の自然災害や発生エネルギー等の特徴を検討した (Rikitake, et al., 1981⁽³⁹⁾; Energy & Resources, 1993⁽⁶⁾)。その結果を付録 D に示す。
- 原燃産業六ヶ所事業者安全審査 (STA, 1987⁽¹³⁾; AESC, 1990⁽⁹⁾) での検討対象は、以下の通り。

気象・地盤・水理・地震・社会環境 (含、航空機墜落) ・ 火災/爆発等・臨界・熱・閉じ込め機能・台風・積雪 (STA, 1987) ⁽¹³⁾

※LLW 埋設施設への航空機墜落の影響解析では、屋根部 (鉄筋コンクリート) を無視し、600 本の廃棄体が破損することにより、敷地境界における被曝線量は約 0.13mSv と算定されている (AESC, 1990) ⁽⁹⁾。これは、許認可への PRA 適用例 (Togo et al., 1981) ⁽⁴⁴⁾ に基づき、事故発生頻度を 10^{-6} /年と仮定するとき、人口 10 万人当りの放射線学的リスク (MRI, 1997~1999) ⁽²⁵⁾⁽²⁶⁾⁽²⁸⁾ に換算すると、

6.5×10^{-7} となり（付録 C 参照）、人間侵入（杭柱掘削活動）の 3.8×10^{-7} と同オーダーである。また、日本の 1976 年～1997 年の航空機事故統計より、航空機墜落の非放射線学的リスク（人口 10 万人当り）は、 3.7×10^{-4} となり（付録 C 参照）、これに比べると放射線学的リスクは約 3 桁小さい。他方、HLW 返還ガラス固化体貯蔵施設の設計においても、航空機の衝突に対して貫通が防止でき、かつ衝撃及び火災に対して施設の安全が確保できるようにされている（Hunaya, 1995⁽¹¹⁾; Kamiyama, 1995⁽¹⁵⁾）。

—海外事例（EIS レポート（U.S.DOE, 1999）⁽⁵⁰⁾ に掲載されている FEP リスト（表 6-1(1) 参照）、その他（表 6-1(2)）を検討した。

表 6-1(1) EIS レポートで検討されている FEP

Aircraft crash	航空機事故
Avalanche	なだれ
Coastal erosion	海岸の侵食
Dam failure	ダム決壊
Debris avalanche	碎片の山／なだれ
Dissolution	溶解
Epeirogenic displacement (tilting of the Earth's crust)	造山活動による変位 地表の傾斜
Erosion	侵食
Extream wind	極度の風にさらす
Extreme weather	極度の風雨にさらす、風化させる
Fire (range)	火事 (範囲・区域)
Flooding	洪水、大水
Denudation	削剥
Fungus, bacteria, algae	菌類、バクテリア・細菌、藻
Glacial erosion	氷河の侵食
High lake level	湖面の上昇
High tide	高潮
High river stage	川床の隆起
Hurricane	ハリケーン
Inadvertent future intrusion	偶発的な将来の人間侵入
Industrial activity	産業活動
Intentional future intrusion	意図的な将来の人間侵入
Lightning	雷
Loss of offsite or onsite power	サイト内外の電源喪失
Low lake level	湖面の下降
Meteorite impact	隕石の衝突
Military activity	軍隊の活動
Orogenic diastrophism	造山による地殻変動
Pipeline rupture	配管の破壊、決裂
Rainstorm	暴風雨
Sandstorm	砂あらし
Sedimentation	沈澱・堆積
Seiche	湖面の静振
Seismic activity, uplift	地震活動 (隆起)
Seismic activity, earthquake	地震活動 (地震)
Seismic activity, surface fault	地震活動 (地表の断層)
Seismic activity, subsurface fault	地震活動 (表層の断層)
Static fracture	静態的破砕
Stream erosion	河川侵食
Subsidence	地盤沈下
Tornado	竜巻
Tsunami	津波
Undetected past intrusions	見つからなかった過去の侵入跡
Undetected geologic features	見つからなかった地質学上の特質
Undetected geologic processes	見つからなかった地質学上のプロセス
Volcanic eruption	火山性の爆発、噴火
Volcanism, magmatic	火山活動 (マグマ活動)
Volcanism, ash flow	火山活動 (泥流)
Volcanism, ash fall	火山活動 (降灰)
Waves (aquatic)	波 (水の)

出典：U.S.DOE, 1999⁽⁵⁰⁾

表 6-1(2) その他の検討事例で対象となっている FEP

強風／竜巻 (Tallman, 1989) ⁽⁴³⁾	ハンフォードサイト (USA) 43 年間のデータに基づく PRA での EFEP (最大風速への耐性は耐震性要求より重要度が低いとしている。)
洪水 (Tallman, 1989) ⁽⁴³⁾	N-原子炉に対する PRA での EFEP
火山灰降下 (Tallman, 1989) ⁽⁴³⁾	規模別の発生頻度を検討している。 大規模ケース／2000 年～3000 年間隔 小規模ケース／500 年～1000 年間隔
臨界 (Tomlinson, 1983) ⁽⁴⁵⁾	浸水もしくは洪水による中性子減速条件の成立性
航空機墜落 (Malesys, 1994 ⁽¹⁹⁾ ; Barondes, 1994 ⁽²¹⁾)	10 ⁻⁶ /年 (±1 桁) の発生頻度で、鉄筋コンクリート製を対象とした構造解析により、弾性変形 30% 超過で破壊。貯蔵兵器に当たる確率など、落雷ケースより不確実性が高い。
落雷 (Barondes, 1994) ⁽¹⁾	最大強さは 700 kA/10 ⁶ 年間で、防止失敗確率は 10 ⁻⁶ ～10 ⁻¹² としている。また、物理的被害はあり得るが、電気系統への重大な影響は出ない。 (但し、直接的な落雷が考えられるオープンスペースに、防止不能な状態で置いておくことは許されない、としている。)
その他	船舶、トラック、列車等の衝突事故 (Budnitz, 1984) ⁽⁵⁾

- ・ 方法論ベースからの FEP

- －特に原子力発電所を対象とした PRA (Probabilistic Risk Assessment) では、地震、火災、洪水、風雨を EFEP (External FEP) とした解析事例がある (Budnitz, 1984⁽⁵⁾; Kazarians et al., 1985⁽¹⁶⁾) 。
- －ET (Event Tree) モデルを用いた解析例では、ミサイル護送及び弾薬庫へのテロ活動を扱ったものがある (Martz et al., 1987) ⁽²⁰⁾。

(4) 社会的受容性

地層処分と (中間 (又は一次) / 長期) 貯蔵のいずれのシナリオが社会的な合意を得やすいと考えられるかといった視点に関する検討例 (意見、アンケート調査結果等) として、以下のものが挙げられる。

- ・ 100年以上の間、安全に乾式キャスク貯蔵のできる確証が得られない限り、処分は延期し、中間貯蔵すべきである (Slovic et al., 1991) ⁽⁴¹⁾。
下記の代替案はいずれも拒否される。
 - －オンサイト永久貯蔵は不安全
 - －MRS (monitored retrievable storage) は政策的に受け入れ難い (永久処分計画が実現されなければ、実質的にMRSが永久処分場とされてしまう)
 - －SF再処理は核不拡散の観点から政策的に受容し難い
- ・ Sandia National Lab.が New Mexico と Colorado 両州の一般公衆、科学者、環境保護主義者、事業者、行政者に対して実施した放射性廃棄物のリスク知覚に関するアンケート調査結果 (Hank et al., 1991) ⁽¹⁰⁾ によると、一般公衆は輸送と一次的貯蔵のリスクが、発電や永久貯蔵のリスクよりも大きいと見ている。また、使用済燃料の中間貯蔵は、核不拡散やテロ活動リスク回避の観点からは集中立地方式をとるべきであるが、使用済燃料を長期間貯蔵するのは、経済性や安全性の保障という面で望ましくないこと、さらに、使用済燃料を最終処分場に直接輸送しないため、輸送リスクが増加するので反対、との意見もある (U.S.DOE, 1995) ⁽⁴⁹⁾。

6.2 EIS レポートの評価事例に対する検討

6.1 節では、長期貯蔵シナリオの評価を行う上で、どのような FEP や評価指標が設定されているのかを、文献調査結果より検討することとした。しかし、地層処分との比較を具体的に行っている最新の事例としては、U.S.DOE の EIS レポート (Draft 版) (U.S.DOE, 1999) ⁽⁵⁰⁾ のみであったため、一例として、影響に関する比較のまとめを表 6-2 に示すとともに、ここでは、EIS レポートの概要をまとめ、これに関する考察を加えた。

表 6-2 地層処分と長期貯蔵の影響比較

Resource area	Proposed Action			No-Action Alternative		
	Short-term (through closure, about 100 years)		Long-term (after closure, about 100 to 10,000 years)	Short-term	Long-term (100 to 10,000 years)	
	Repository	Transportation		(100 years)	Scenario 1	Scenario 2
<i>Biological resources and soils</i>	Loss of about 3.5 km ² of desert soil, habitat, and vegetation; adverse impacts to threatened desert tortoise (individuals, not the species as a whole); reasonable and prudent measures to minimize impacts; impacts to other plants and animals and habitat small; wetlands assessment concluded impacts would be small	Loss of 0 to about 20 km ² of desert soil, habitat, and vegetation for heavy-haul routes and rail corridors; adverse impacts to threatened desert tortoise (individuals, not the species as a whole); reasonable and prudent measures to minimize impacts; impacts to other plants and animals and habitat small; additional wetlands assessments would be performed in the future as necessary	Slight increase in temperature of surface soil directly over the repository for 10,000 years resulting in a potential temporary shift in plant and animal communities in this small area (about 8 km ²)	Small; storage would continue at existing sites	Small; storage would continue at existing sites	Potential adverse impacts at each of the 77 sites from subsurface contamination of 0.04 to 0.4 km ²
<i>Cultural resources</i>	Repository development would disturb about 3.5 km ² ; damage to and illicit collecting at archaeological sites; programs in place to minimize impacts; opposing Native American viewpoint	Loss of 0 to about 20 km ² of land disturbed for new transportation routes; damage to and illicit collecting at archaeological sites; programs in place to minimize impacts; opposing Native American viewpoint	Potential for limited access into the area; opposing Native American viewpoint	Small; storage would continue at existing sites; limited potential of disturbing sites	Small; storage would continue at existing sites; limited potential of disturbing sites	No construction or operation activities; no impacts
<i>Socioeconomics</i>	Estimated peak employment of 1,800 occurring in 2006 would result in less than a 1 percent increase in direct and indirect regional employment; therefore, impacts would be low	Employment increases would range from less than 1 percent to 5.7 percent (use of intermodal transfer station or rail line in Lincoln County, Nevada) of total employment by county; therefore, impacts would be low	No workers, no impacts	Small; population and employment changes would be small compared to totals in the regions	Small; population and employment changes would be small compared to totals in the regions	No workers; no impacts
<i>Occupational and public health and safety</i>						
Public						
Radiological (LCFs) ^a						
MEI ^c	1.9×10 ⁻⁵ to 5.1 × 10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁴ to 1.2×10 ⁻³	1.9×10 ⁻³ to 4.4×10 ⁻⁵	4.3×10 ⁻⁶	1.3×10 ⁻⁶	(d)
Population	0.14 to 0.41	3 to 18	5.5×10 ⁻⁵ to 5.3×10 ⁻⁴	0.41	3	3,300 ^e
Nonradiological	Exposures well below regulatory limits	Exposures below regulatory limits; pollutants from vehicle traffic and trains	Exposures well below regulatory limits or guidelines	Exposures well below regulatory limits or guidelines	Exposures well below regulatory limits or guidelines	Increases in releases of hazardous substances in the spent nuclear fuel and high-level radioactive waste and exposures to the public

Resource area	Proposed Action			No-Action Alternative		
	Short-term (through closure, about 100 years)		Long-term (after closure, about 100 to 10,000 years)	Short-term (100 years)	Long-term (100 to 10,000 years)	
	Repository	Transportation			Scenario 1	Scenario 2
<i>Occupational and public health and safety (continued)</i>						
Workers (involved and noninvolved)						
Radiological (LCFs)	3 to 4	3 to 11	No workers, no impacts	16	12	No workers, no impacts
Nonradiological fatalities (includes commuting traffic fatalities)	1 to 2	11 to 16 ^f	No workers, no impacts	9	1,080	No workers, no impacts
<i>Accidents</i>						
Probability (frequency per year)	8.6×10^{-7} to 1.1×10^{-2}	1.4×10^{-7} to 1.9×10^{-7}	No credible accidents	3.2×10^{-6}	3.2×10^{-6}	3.2×10^{-6}
<i>Public</i>						
Radiological (LCFs) MEI	2.9×10^{-13} to 2.1×10^{-6}	0.002 to 0.013	Not applicable	No impacts	No impacts	Not applicable
Population	1.0×10^{-11} to 7.8×10^{-5}	0.02 to 0.07	Not applicable	No impacts	No impacts	3 to 13
Workers	For some accident scenarios workers would likely be severely injured or killed	For some accident scenarios workers would likely be severely injured or killed	No workers; no impacts	For some accident scenarios workers would likely be severely injured or killed	For some accident scenarios workers would likely be severely injured or killed	No workers; no impacts
<i>Noise</i>						
	Impacts to public would be low due to large distances to residences; workers exposed to elevated noise levels – controls and protection used as necessary	Transient and not excessive, less than 90 dBA ^g	No activities, therefore, no noise	Transient and not excessive, less than 90 dBA	Transient and not excessive, less than 90 dBA	No activities, therefore, no noise
<i>Aesthetics</i>						
	Low adverse impacts to aesthetic or visual resources in the region	Low, temporary, and transient; possible conflict with visual resource management goals for Jean rail corridor	Small; only surface features remaining would be markers	Small; storage would continue at existing sites; expansion as needed	Small; storage would continue at existing sites; expansion as needed	Small; aesthetic value decreases as facilities degrade
<i>Utilities, energy, materials, and site services</i>						
	Use of materials would be very small in comparison to amounts used in the region; electric power delivery system to the Yucca Mountain site would have to be enhanced.	Use of materials and energy would be small in comparison to amounts used nationally	No use of materials or energy	Small; materials and energy use would be small compared to total site use	Small; materials and energy use would be small compared to total site use	No use of materials or energy

Resource area	Proposed Action			No-Action Alternative		
	Short-term (through closure, about 100 years)		Long-term (after closure, about 100 to 10,000 years)	Short-term	Long-term (100 to 10,000 years)	
	Repository	Transportation		(100 years)	Scenario 1	Scenario 2
<i>Management of site-generated waste and hazardous materials</i>	Radioactive and hazardous waste generated would be a few percent of existing offsite capacity; other wastes would be managed offsite and some waste potentially at an onsite landfill	Radioactive and hazardous waste generated would be a few percent of existing offsite capacity; other wastes would be managed offsite and some waste potentially at an onsite landfill	No waste generated or hazardous materials used	Small; waste generated and materials used would be small compared to total site generation and use	Small; waste generated and materials used would be small compared to total site generation and use	No waste generated or hazardous materials used
<i>Environmental justice</i>	No disproportionately high and adverse impacts to minority or low-income populations; opposing Native American viewpoint	No disproportionately high and adverse impacts to minority or low-income populations; opposing Native American viewpoint	No disproportionately high and adverse impacts to minority or low-income populations; opposing Native American viewpoint	No disproportionately high and adverse impacts to minority or low-income populations	No disproportionately high and adverse impacts to minority or low-income populations	Potential for disproportionately high and adverse impacts to minority or low-income populations

- a. km² = square kilometers; to covert to acres, multiply by 247.1.
- b. To convert acre-feet to cubic meters, multiply by 1233.49.
- c. LCF = latent cancer fatality; MEI = maximally exposed individual.
- d. The maximally exposed individual could receive a fatal dose of radiation within a few weeks to months. Death would be caused by acute direct radiation exposure.
- e. Downstream exposed population of approximately 3.9 billion over 10,000 years.
- f. As many as 8 of these fatalities could be members of the public; fatalities include commuting traffic fatalities.
- g. dBA = A-weighted decibels, a common sound measurement. A-weighting accounts for the fact that the human ear responds more effectively to some pitches than to others. Higher pitches receive less weighting than lower ones.

出典 : U.S.DOE, 1999⁽⁵⁰⁾

6.2.1 評価概要

EIS で検討対象として設定している地層処分シナリオと長期貯蔵シナリオの内容をまとめると、以下の通りである。

① 地層処分シナリオ

- ・ 地下 200m～425m (Yucca Mountain)
- ・ 能動的制度／管理（接近者管理、検査、メンテナンス等）は、処分場閉鎖まで実施
- ・ 受動的制度／管理（マーカー、人工的障壁等の設置）は、偶発的人間侵入防止のため、処分場閉鎖後に実施
- ・ 運転期間中の事故シナリオ（このうち、サボタージュは除外）の評価と長期的シナリオとしては、地下水シナリオの他に、気候変動、人間侵入（探鉱掘削）、火山活動を考慮
- ・ トータルコスト（含、SF 及び HLW の輸送）推定額は、 2.88×10^{10} \$ (1998)（表 6-3(1) 参照）。但し、閉鎖後コストは考慮されていない。

② 長期（乾式）貯蔵シナリオ

ここでは、貯蔵施設を 100 年毎に建て替えるシナリオ 1 と、100 年後以降は建て替えないシナリオ 2 とを比較・検討している（図 6-1 参照）。

1) シナリオ 1

- ・ 1 万年間以上の能動的管理。
- ・ 貯蔵施設は 100 年毎に建て替え続ける。
- ・ 従って、天然事象による事故シナリオ（例えば、地震、火災、強風、竜巻等）の影響はないものとする。航空機が墜落しても貯蔵施設を貫通せず、従って、火災も生じない。また、水の侵入がないので、臨界事故も発生しないとする。但し、サボタージュは、セイフガードやセキュリティ効果のため、リスクは低いものの、Pu の核兵器使用のための回収リスクは 1 万年のうちに増大し得ると警告。
- ・ 最初の 100 年間のコストは、 $5.15 \sim 5.67 \times 10^{10}$ \$ (1998)、それ以降は、 $4.8 \sim 5.29 \times 10^8$ \$/y (9900 年間では割引率ゼロとすると、約 5×10^{12} \$) (1998)（表 6-3(2) 参照）。

2) シナリオ 2

- ・最初の 100 年間は、シナリオ 1 と同様、能動的管理を実施。
- ・それ以降は、能動的管理機能が喪失し、貯蔵施設は劣化していく（図 6-2 参照）。その結果、放射性物質の環境への放出、大気・土壌・地表水・地下水汚染が生ずる（但し、貯蔵施設は劣化はしているものの防風効果が残っているため、大気放出パスは液体放出経路に比べて十分に低い）。
- ・最大の事故シナリオとして、航空機墜落（能動的制度／管理終了後の 1000 年時点）と臨界があり得るが、後者は、前者よりも影響が小さいとして未評価。また、能動的制度／管理終了後（100 年時点以降）は sabotage のリスクは増大するが、ここでは未評価。
- ・最初の 100 年間のコストは、シナリオ 1 と同じ。それ以降は 0（表 6-3(2) 参照）。

表 6-3 地層処分と長期貯蔵のコスト比較

(1) 地層処分

Description	Costs
Monitored geologic repository	\$18.7
Waste acceptance, storage, and transportation	4.5
Nevada transportation	0.8
Program integration	2.1
Institutional	2.7
Total	\$28.8

a. Source: TRW (1999e, all).

b. Adjusted to constant 1998 dollars, in billions.

(2) 長期貯蔵

in billions of 1998 dollars

Factor	First 100 years	Remaining 9,900 years (per year)	
	Scenarios 1 and 2 ^b	Scenario 1 ^{b,c}	Scenario 2 ^d
72 commercial sites (63,000 MTHM)	\$40.3 - 45.5	\$0.376 - 0.425	\$0
DOE spent nuclear fuel storage sites (2,333 MTHM)	7.4	0.069	0
High-level radioactive waste storage sites (8,315 canisters)	3.8	0.035	0
Decommissioning and reclamation of the Yucca Mountain site	(e)	NA ^f	0
Totals	\$51.5 - 56.7	\$0.480 - 0.529	\$0

a. Source: TRW (1999e, all).

b. The range of costs for commercial sites is based on the assumption that the spent nuclear fuel would either be placed in dry storage canisters that would not need to be replaced over the 10,000-year period (low cost) or would have to be placed in new dry storage canisters every 100 years (high cost).

c. Stewardship costs are expressed in average annual disbursement costs (constant year 1998 dollars) only.

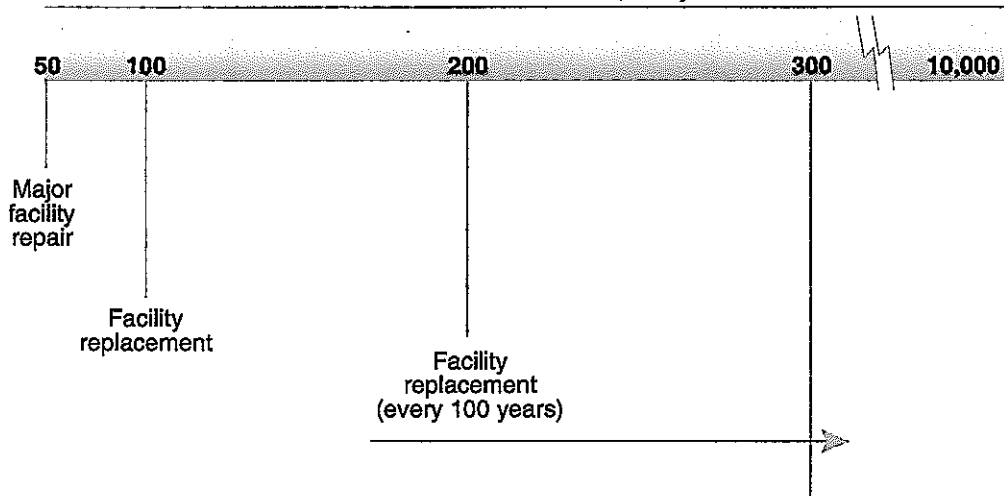
d. Costs are not applicable.

e. The costs for decommissioning and reclamation of the Yucca Mountain site would contribute less than 0.1 percent to the total life-cycle cost of continued storage.

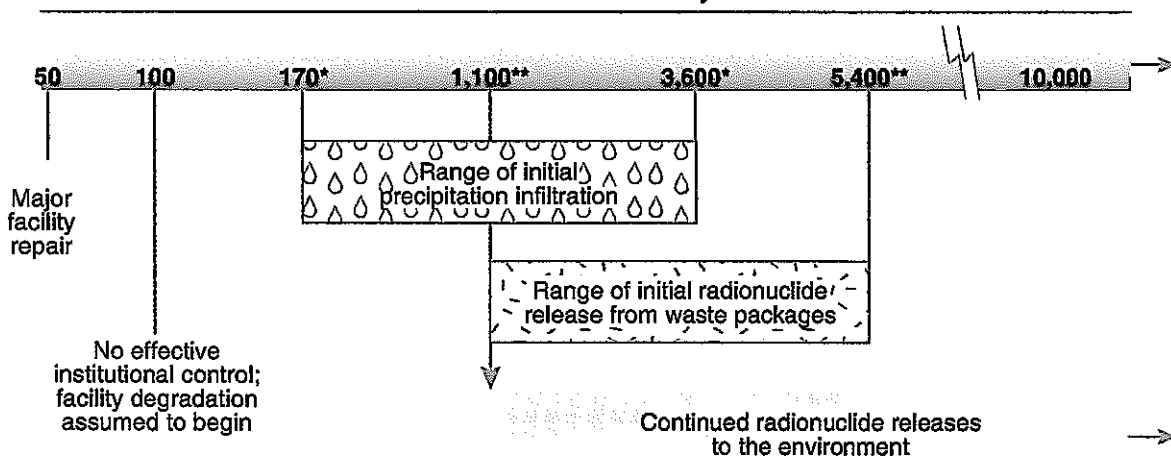
f. NA = not applicable.

出典 : U.S.DOE, 1999⁽⁵⁰⁾

**Scenario 1:
Assumes effective institutional control for 10,000 years**



**Scenario 2:
Assumes no effective institutional control after 100 years**



Note: * Range of times of initial infiltration of precipitation into the concrete storage module, depending on site location.

** Range of times for initial penetration of storage canisters.

Dates are approximate and for illustration only.

図 6-1 2つの長期貯蔵シナリオの時間的変遷

出典：U.S.DOE, 1999⁽⁵⁰⁾

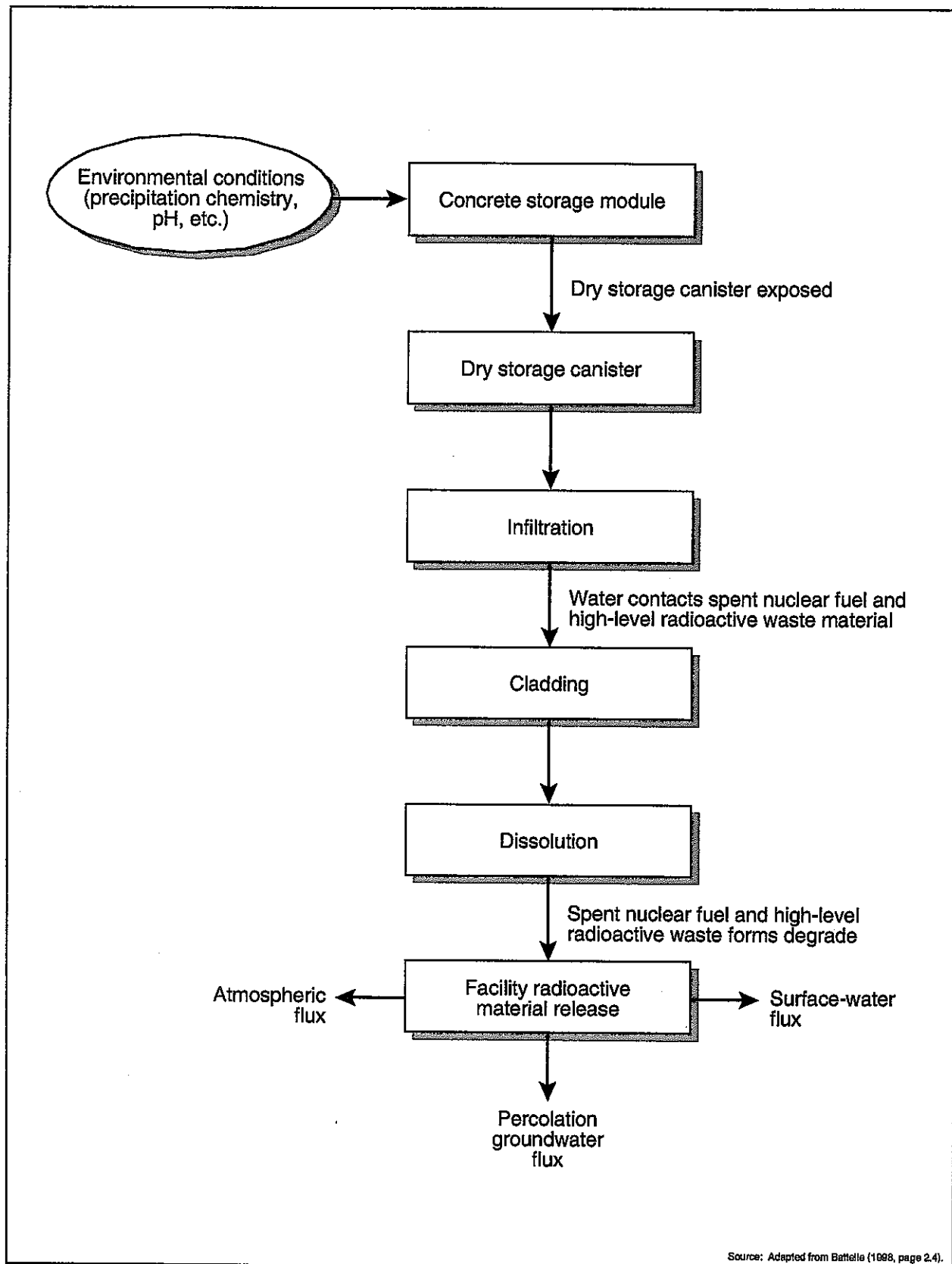


図 6-2 貯蔵施設の劣化における主要なステップの流れ

出典：U.S.DOE, 1999⁽⁵⁰⁾

6.2.2 長期的リスクの算定

表 6-2 に示されるように、長期的公衆被曝リスクは、評価期間 1 万年間では、地層処分シナリオが長期貯蔵シナリオに比べてかなり低い。そこで、EIS の 2 つの長期貯蔵シナリオのうち、まず公衆被曝線量の大きいシナリオ 2（建て替えなし）の評価結果（表 6-2 及び図 6-3 参照）に対し、極限安全シナリオリスク評価（MRI, 1998）⁽²⁶⁾ と同様、人口 10 万人当りのリスクを以下のように算定した。

・ 飲料水経口内部被曝リスク（人口 10 万人当り）

－全体平均：9900年間の潜在的総影響人口 3.9×10^9 人に対する全死者数 3340人（表6-2参照）より、

$$\frac{3340 \text{人} \cdot \text{死}}{9900 \text{y} \times 3.9 \times 10^9 \text{人}} \times 10^5 \text{人} = 8.7 \times 10^{-6}$$

－EIS レポート Fig.K-9（図 6-3(2) 下参照）より、ピーク年では、

$$67.5 \text{人}/70 \text{年} \approx 0.964 \text{人}/\text{y}$$

これが、米国の現在の主要な供給水系から被る影響人口 30.5×10^6 人に対して生ずるものと仮定すると、

$$\frac{0.964 \text{人}/\text{y} \times 10^5 \text{人}}{30.5 \times 10^6 \text{人}} = 3.2 \times 10^{-3}$$

・ 局所的ピーク（庭師）

－最大内部被曝 $3300 \text{人 rem}/\text{y} \times 5 \times 10^{-4} \text{死}/\text{人} \cdot \text{rem} = 1.65 \text{死}/\text{y}$

－最大外部被曝 $7300 \text{rem}/\text{y}$ による急性死亡（2116+170 年後）

・ 航空機墜落

人口密度高ケースで、13 人・死（表 6-2 参照）

（放射性物質の大気中への散乱等の）影響を受ける想定人口は、極限安全シナリオ前提条件 414,672 人（人口密度 326 人）⁽¹¹⁾ 及び、人口密度

$$\frac{330}{(1.6093)^2} = 127 \text{人}/\text{km}^2 \text{より、}$$

$$\frac{127}{326} \times 414672 \text{人} = 162,079 \text{人}$$

よって、発生頻度 $3.2 \times 10^{-6}/\text{y}$ （表 6-2 参照）より、

$$3.2 \times 10^{-6} / y \times \frac{13}{162,079} \times 10^5 = 2.6 \times 10^{-5}$$

※参考までに、シナリオ 1 に対する長期的（外部）被曝リスクは、9900 年間での潜在的総影響人口 1.4×10^7 人に対する全死者数 2.6 人（表 6-2 参照）より、

$$\frac{2.6 \text{人} \cdot \text{死}}{9900 \text{y} \times 1.4 \times 10^7 \text{人}} \times 10^5 \text{人} = 1.9 \times 10^{-6}$$

また、最大個人被曝線量は 0.06mrem/y なので、ピーク年では、

$$0.06 \text{mrem/y} \times 5 \times 10^{-7} \text{死/人} \cdot \text{mrem} \times 10^5 \text{人} = 3.0 \times 10^{-3}$$

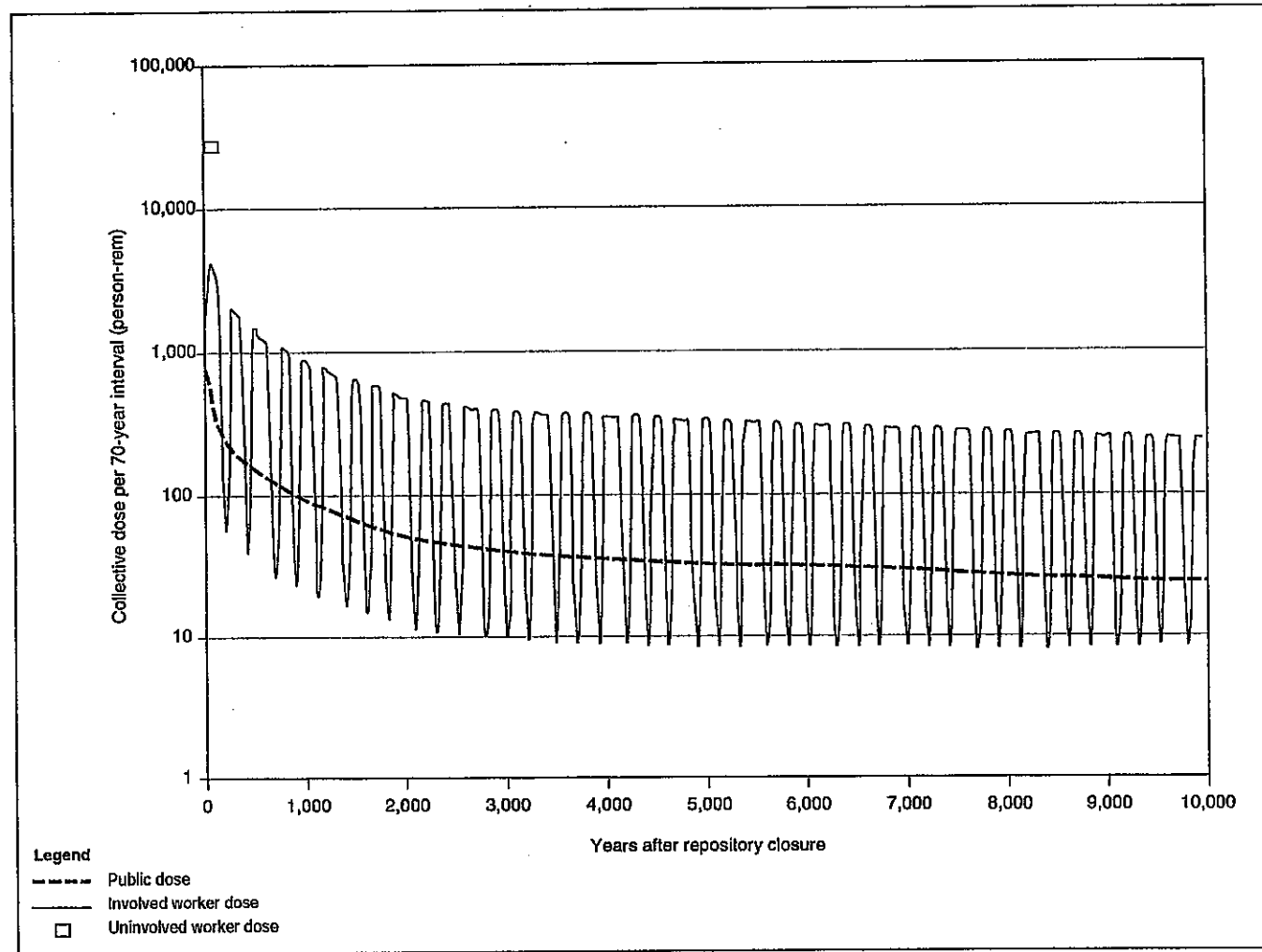


図 6-3(1) シナリオ 1 における集団線量の経時変化

出典：U.S.DOE, 1999⁽⁵⁰⁾

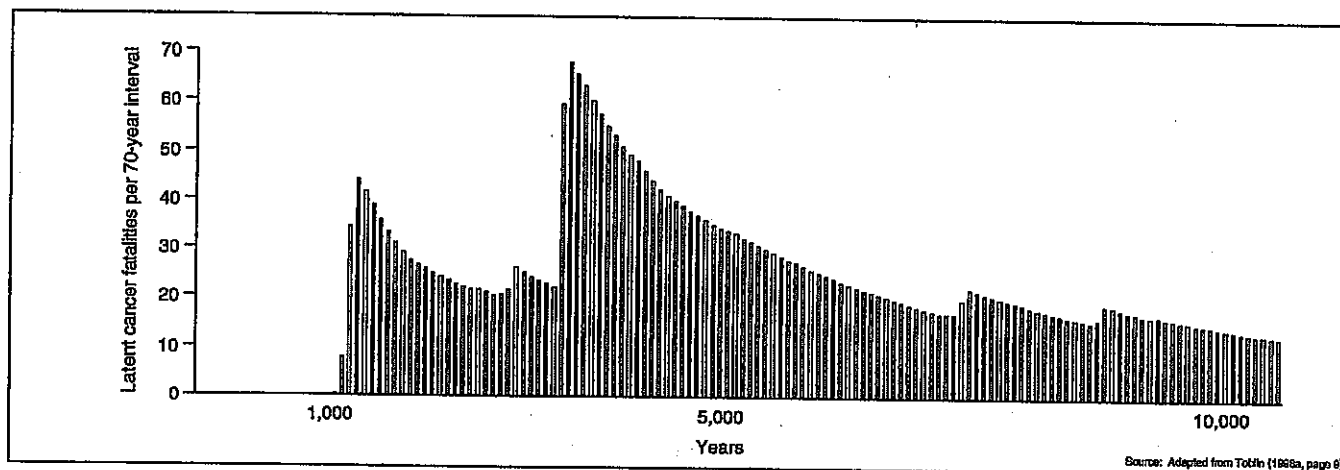
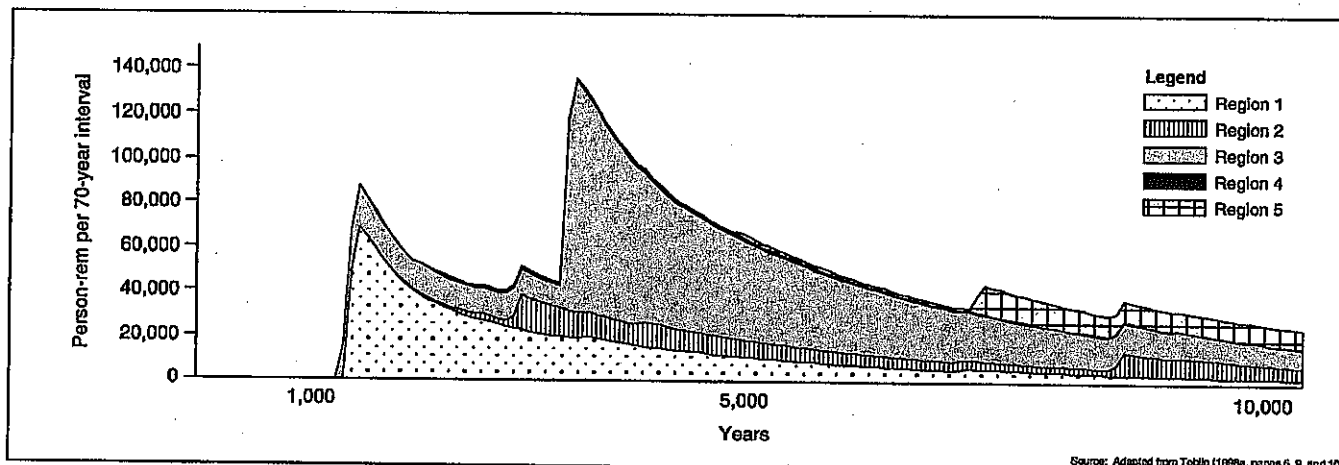


図 6-3(2) シナリオ 2 における晩発性発癌死者数の経時変化

出典：U.S.DOE, 1999⁽⁵⁰⁾

6.2.3 費用対効果の比較

定量的な比較が可能な指標としては、長期貯蔵（建て替えなし）シナリオに比べた放射線学的影響による癌死者数（または集団被曝線量）とコストによる費用対効果（C/P 比）がある。この指標を用いた場合、建て替えない長期貯蔵シナリオにおける内部被曝による集団線量 6.6×10^6 人・rem（ $= 3340$ 人/ 5×10^{-4} rem⁻¹）を次の各シナリオで回避する C/P 比は、

- ・ 地層処分シナリオ

$$2.88 \times 10^{10} \$ (1998) / 6.6 \times 10^6 \text{ 人} \cdot \text{rem} \doteq 4.4 \times 10^3 \$ (1998) / \text{人} \cdot \text{rem}$$

- ・ 長期貯蔵（建て替え）シナリオ

$$5 \times 10^{12} \$ (1998) / 6.6 \times 10^6 \text{ 人} \cdot \text{rem} \doteq 7.6 \times 10^5 \$ (1998) / \text{人} \cdot \text{rem}$$

と算定される。いずれも、原子力発電所の安全目標値 $1000 \$ (1983) / \text{人} \cdot \text{rem}$ (Rathbun et al., 1987) ⁽³⁸⁾ (物価指数換算でおよそ $1400 \$ (1998) / \text{人} \cdot \text{rem}$) よりも高いが、地層処分シナリオの方が、長期貯蔵（建て替え）シナリオよりも、数段コスト効果が大きいと言える（但し、本長期貯蔵（建て替えなし）シナリオでは、処分後 1000 年以内の放射性物質放出の影響がないものとしていること、及び、最大個人被曝線量の最も高い外部被曝である 7300 rem/y （庭師の急性死亡）が発生し得ること、さらに、評価期間が 1 万年より長期化した場合など、これらのリスクも加えた結果と比較した場合のコスト効果はかなり大きくなる（C/P 比が小さくなる）可能性もあろう）。

6.3 地下水シナリオのピーク線量率とリスク

前年度に検討した地層処分性能評価における地下水シナリオ解析結果（MRI, 1999）⁽²⁹⁾に基づくと、各シナリオにおけるピーク線量率は、表 6-4 の通りである。

表 6-4 地下水シナリオのピーク線量率

①ベンチマークケース FRHP ケース SRHP ケース	$6 \times 10^{-9} \text{mSv/y}$ (at 3×10^5 年 by Cs-135) $3 \times 10^{-8} \text{mSv/y}$ (at 9×10^4 年 by Cs-135)
②火山活動シナリオ 岩脈貫入なしケース (イライト化あり/なし) 岩脈貫入ありケース	$6 \times 10^{-8} \text{mSv/y}$ (at 1.2×10^5 年 by Cs-135) $1.3 \times 10^{-6} \text{mSv/y}$ (at 10^5 年 by Cs-135, Se-79, Ra-226, Pu-239)
③地震・断層シナリオ 50m ケース 10m ケース	$1.65 \times 10^{-8} \text{mSv/y}$ (at 1.05×10^5 年 by Cs-135, Th-229) $1.2 \times 10^{-7} \text{mSv/y}$ (at 3×10^5 年 by Sn-126, Pb-210, Ra-226, Th-230)
④隆起・侵食シナリオ 0.1mm/y ケース 1mm/y ケース	$2 \times 10^{-8} \text{mSv/y}$ (at 9.9×10^6 年 by Np-237, U-233, Th-229) $2 \times 10^{-5} \text{mSv/y}$ (at 1.01×10^6 年 by Np-237, U-233, Th-229, Tc-99)
⑤気候変動／複合的シナリオ 0.1mm/y ケース	$3 \times 10^{-8} \text{mSv/y}$ (at 9×10^4 年 by Cs-135)

ベンチマークケースが確率1で発生すると考えると、10万人当りの最大期待死亡率は、

$$1 \times 3 \times 10^{-8} \text{ mSv/y} \times 5 \times 10^{-5} \text{ 死/mSv} \cdot \text{人} \times 10^5 \text{ 人} = 1.5 \times 10^{-7} \text{ (死/y)}$$

また、単一事象シナリオを組み合わせた複合的シナリオのピーク線量率推計値(表5-1参照)を考慮対象に加えても、隆起・侵食シナリオ(1mm/yケース)のピーク線量率が最大である。このとき、ICRPの個人リスク換算係数： 5×10^{-5} 死/人・mSvを用いると、

$$\text{最大値 } 2 \times 10^{-5} \text{ mSv/y} \times 5 \times 10^{-5} \text{ 死/mSv} \cdot \text{人} = 10^{-9} \text{ 死/y} \cdot \text{人}$$

従って、文献(11)の評価フレーム(MRI, 1998)⁽²⁶⁾に基づく、 1.4×10^6 人の人口に100年間給水することによる放射線学的死者数は、 10^{-9} 死/y・人 $\times 1.4 \times 10^6$ 人 $\times 10^2 \text{ y} = 1.4 \times 10^{-1}$ 人となるので、隆起・侵食による処分場への影響確率 8×10^{-5} * に対し、10万人当り期待死亡率は、

$$8 \times 10^{-5} \times \frac{1.4 \times 10^{-1}}{1.4 \times 10^6 \times 10^2} \times 10^5 \text{ 人} = 8 \times 10^{-9}$$

つまり、地下水シナリオの最悪事故ケース(隆起・侵食シナリオ1mm/yのピーク発生)に対し、放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率は、 8×10^{-9} となる。

なお、表6-4の結果を見てもわかるように、ピーク発生時点はいずれも1万年以降に招来されており、従って、前節で論じたEIS評価フレーム(評価期間1万年間)内での最大値は、さらに数桁低下すると言えよう。

* 処分場直下で20万年以内に隆起事象が生ずる発生可能性(詳細はMRI, 1998⁽²⁶⁾参照)を想定した場合。

6.4 総合評価

6.4.1 定量的評価

以上の検討結果に基づき、地層処分シナリオと長期貯蔵シナリオとを総合的に比較するため、複数の評価項目（大項目、細項目）を設定した。

表 D2（付録 D）のリスク解析フレームに基づき、リスク比較を行った結果を表 6-5、図 6-4 に示す（ここで、“極限安全シナリオ”という呼称は、地下水シナリオとの対比上、“接近シナリオ”とすべきであるが、一般公衆の空想的シナリオも含まれているため、“極限シナリオ”のままとした。また、長期貯蔵シナリオでの検討対象として考えられる外乱的な天然事象である津波、火山噴火（降灰）、台風、豪雪、洪水、落雷によるリスク（付録 D に示すようなインフルエンシス・ダイアグラムが考えられる）は、立地条件によって異なり得るが、6.1 節、6.2 節での検討結果に基づき、活断層や航空機墜落によるリスクよりも低いものと考え、評価対象から除外した。）

これより、長期的リスクは明らかに地層処分シナリオの方が低いと言える。また、以上の各種文献及び定量的評価結果に基づく検討より、地層処分シナリオと長期貯蔵（建て替え）シナリオとの総合比較結果をまとめた（表 6-6 参照）。

一般に、表 6-6 に示す大項目を各細項目の内容をもとに定量化する場合、大きくコスト（技術／エネルギー・資源／経済）とリスク（自然環境／社会環境／核物質防護／安全性）の 2 つのカテゴリーに分けることが可能ならば、コストとリスクを何らかの共通指標に換算することにより、総合評価値を求めて比較することが考えられるが、表 6-7 に示すように、そのような総合評価を行うまでもなく、コスト、最大リスクとも、地層処分の方が優位であると考えられる。

表 6-5(1) 日本におけるほとんど起こり得ない事象、長期的環境プロセス及び他の事故による期待死亡率

シナリオ	事象又はプロセス	非放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率(D ₁)	放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率(D ₂)	日本で事故により死亡する可能性の最も高い回数(N)*
地層処分 (極限シナリオ)	隆起・侵食－食物摂取	N/A	2.2E-04	1.2E+05
	活断層	1.0E-04	3.6E-06	2.6E+05
	火山噴火－中規模ケース	2.1E-05	6.8E-07	1.3E+06
	隆起・侵食－吸入	N/A	1.9E-06	1.4E+07
	人間侵入－杭柱掘削活動	6.9E-10	3.8E-07	7.1E+07
	天体衝突	7.5E-09	8.9E-12	3.6E+09
	人間侵入－採鉱	1.3E-09	5.1E-10	1.5E+10
	火山噴火－大規模ケース	4.1E-10	1.8E-11	6.3E+10
	気候変動－浸水量減少	N/A	6.3E-11	4.3E+11
	気候変動－海水準上昇	N/A	6.0E-11	4.5E+11
	気候変動－浸水量増加	N/A	2.5E-14	1.1E+15
	隆起・侵食－外部被曝	N/A	3.4E-23	7.9E+23
	気候変動－海水準低下	N/A	死者は発生し得ない	死者は発生し得ない
	その他事故	27	ほぼ0	—

出典：MRI, 1999⁽²⁸⁾ より。

$$*N = 27 / (D_1 + D_2)$$

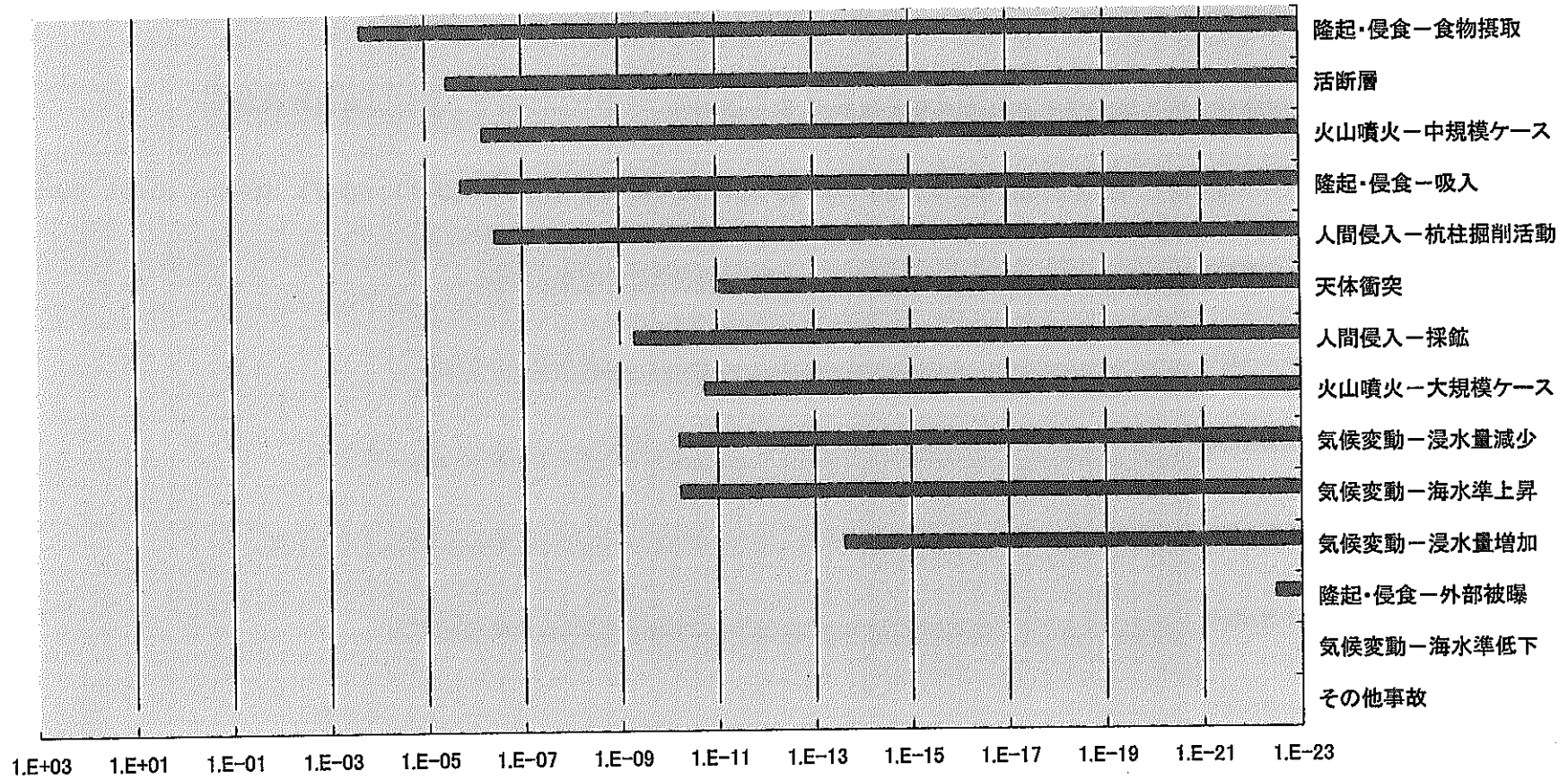
表 6-5(2) 各シナリオ（あるいは事象・プロセス）の期待死亡率

シナリオ	事象又はプロセス		非放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率	放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率	日本で事故により死亡する可能性の最も高い回数*
長期貯蔵	汚染供給水 食物摂取		N/A	3.2×10^{-3} [EIS シナリオ 2]	8.4×10^3 [EIS シナリオ 2]
	人間侵入 (テロ活動)		1.2×10^{-7}	2.7×10^{-3}	1.0×10^4
	活断層		1.0×10^{-4}	3.6×10^{-5}	2.0×10^5
	航空機墜落		3.7×10^{-4}	6.5×10^{-7} [下北]	7.3×10^4 [下北]
				2.6×10^{-5} [EIS シナリオ 2]	6.8×10^4 [EIS シナリオ 2]
地層処分	地下水 移行	ベンチマーク (SRHP)	N/A	1.5×10^{-7}	1.8×10^8
		隆起・侵食 (1mm/y)	N/A	8.0×10^{-9}	3.4×10^9
	露出 (1000 年後)		N/A	2.8×10^{-4}	9.6×10^4

注) 下に[]のついている欄の数値は、各種文献ベースの算定値。

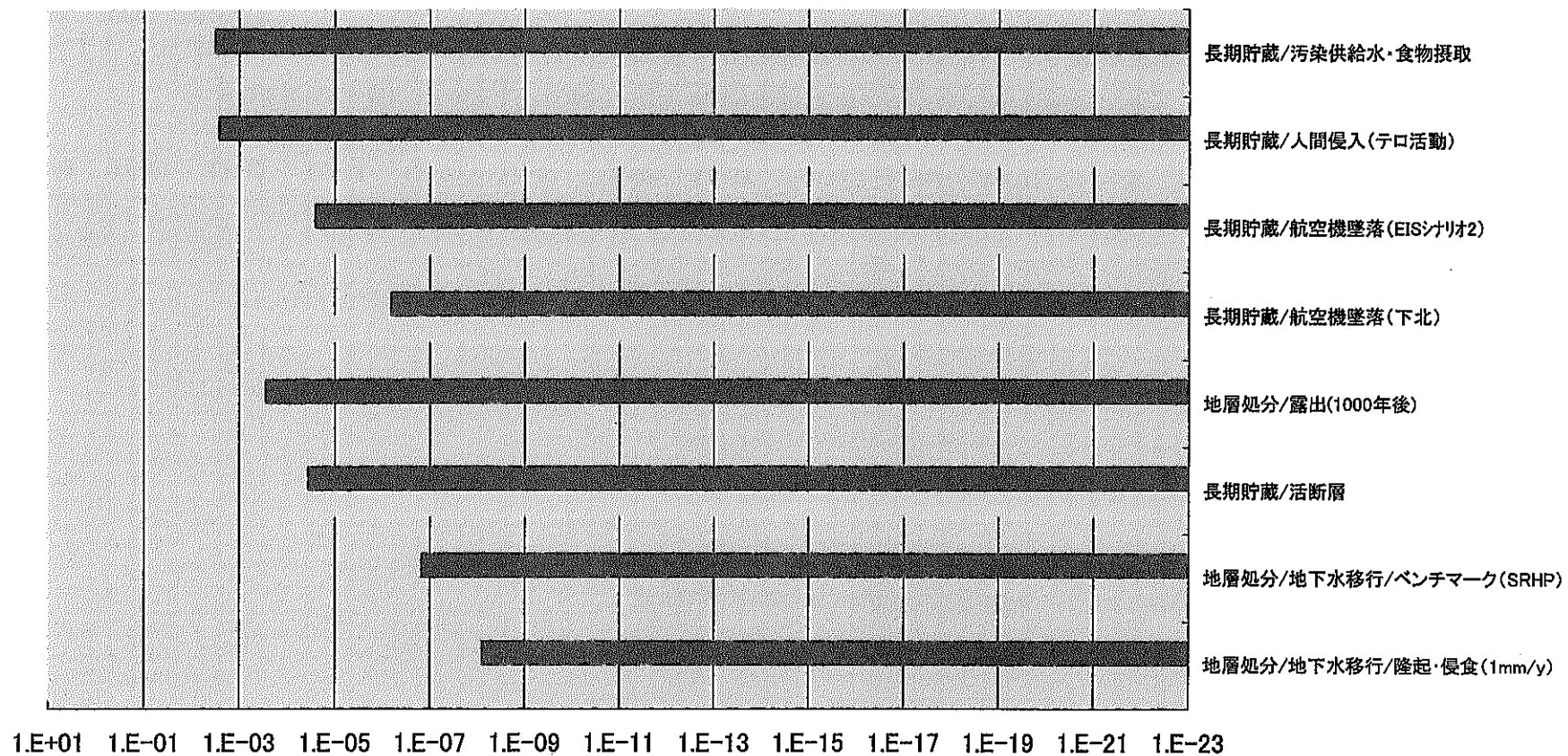
[]のついていない欄の数値は、付録 D の考え方に基づき、6.1 節、6.3 節及び付録 C において算出したもの。

*表 6-5(1) と同様の方法で算定。



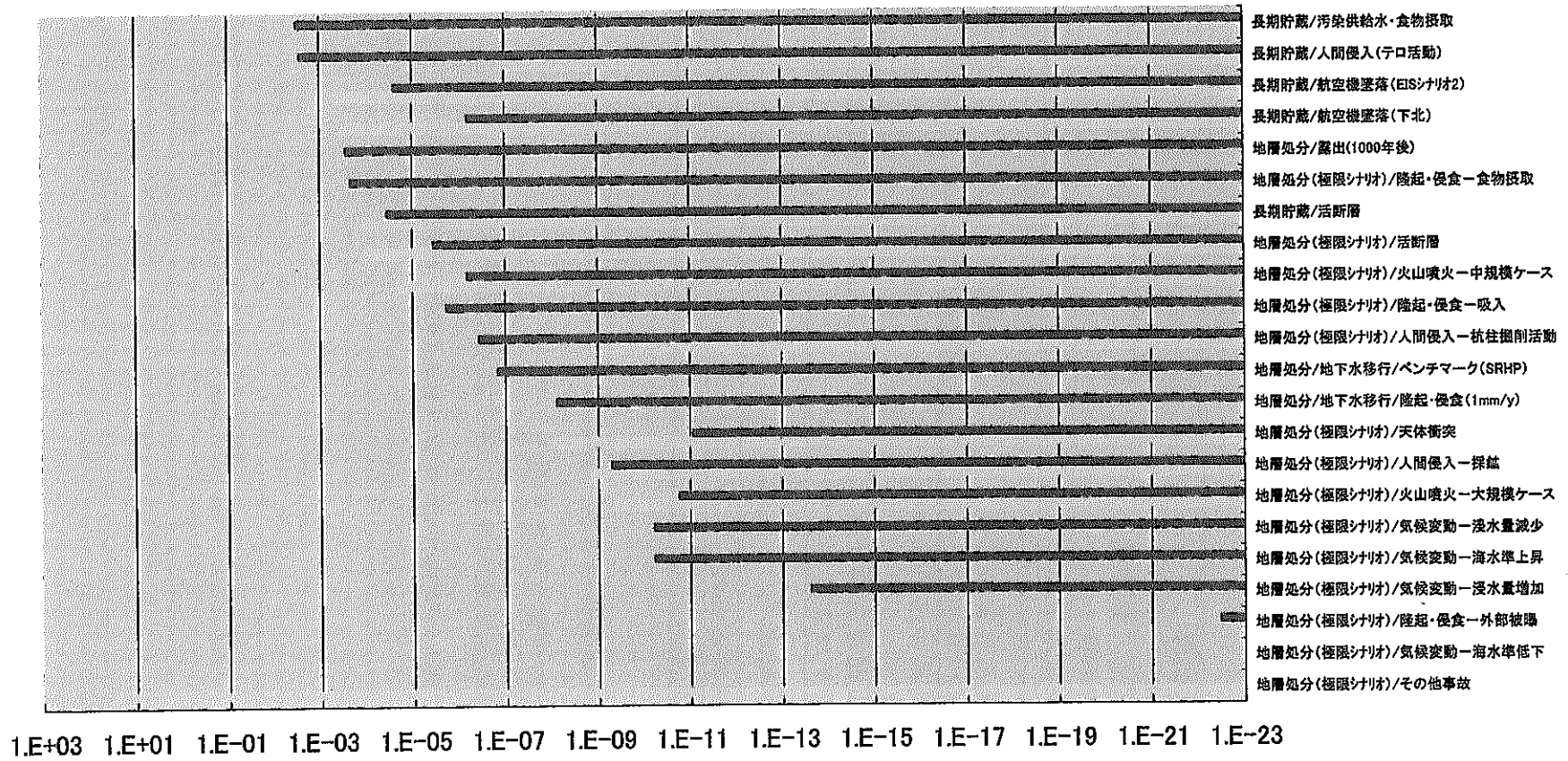
非放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率 ■放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率

図 6-4(1) 日本におけるほとんど起こり得ない事象、長期的環境プロセスによる期待死亡率（地層処分極限シナリオ）
出典：MRI, 1999⁽²⁸⁾



■ 非放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率 ■ 放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率

図 6-4(2) 地層処分と長期貯蔵の各シナリオ (事象・プロセス) における期待死亡率



■ 非放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率 ■ 放射線学的影響による10万人当りの期待死亡率

図 6-4(3) 地層処分 (含、全ての極限シナリオ) と長期貯蔵の各シナリオ (事象・プロセス) における期待死亡率

表 6-6 長期貯蔵と地層処分の比較結果

大項目	細項目	長期貯蔵	地層処分
(1) 技術	・設計／建設	複数回	1回
	・運用	長期	不要
	・技術的限界への依存性	大	小 (天然バリア効果)
(2) エネルギー・資源	・原子力発電持続のベネフィット依存性	同（又は中） (有価物質リサイクル技術に依存)	同
(3) 経済	・設備費 ・建設期間 ・修繕／管理費 ・解体費	} 周期的*1	1回
	・事故対策費		あり
(4) 自然環境	・2次廃棄物発生 ・天然事象の影響 ・世代間倫理	あり（建てかえ毎） 直接的 直接的負担大	なし 非直接的 直接的負担小
(5) 社会環境	・公衆の危険性へのイメージ*2	大	中
(6) 核物質防護	・人間侵入等リスク (テロ活動・戦争…)	大	小
(7) 安全性	・被曝リスク	短期	小
		長期	大
	・臨界安全性	なし*3	なし
	・耐震性	中	大

注) 同 … 長期貯蔵／地層処分とも 評価ポイントはほぼ同じ。

*1 間隔は徐々に増加の可能性もあり得る

*2 例えば、潜在的毒性高物質の地上の存在に対する不安

*3 乾式貯蔵ならば、なし (EIS レポート (U.S.DOE, 1999) (50) より)

表 6-7 定量的指標によるシナリオ比較

シナリオ \ 定量評価指標	コスト*1	最大リスク*2
長期貯蔵	5.0×10 ¹² \$ (建て替え; シナリオ 1) 5.4×10 ¹⁰ \$ (建て替えなし; シナリオ 2)	3.2×10 ⁻³
地層処分	2.88×10 ¹⁰ \$	2.8×10 ⁻⁴

*1 EIS レポート (U.S.DOE, 1999) (50) に基づく (1998 年 US \$)。

*2 放射線学的影響による人口 10 万人当りの期待死亡率。但し、長期貯蔵では、シナリオ 2 の局所的ピーク値を考慮するともっと大きくなり得る。

6.4.2 まとめ

以上より、各種文献等に基づく推算並びに考察結果より、総合的にも、長期貯蔵シナリオに対する地層処分シナリオの相対的優位性は明白なものと言える。しかし、実際には、処分場立地問題などの未解決要素もあり、今後、一時的な貯蔵形態をとらざるを得ない可能性も全くないとは言えないだろう。

一般に、貯蔵・処分いずれのシナリオについても、何らかの立地制約等の容量上限制約が発生する場合、貯蔵シナリオの方が総合評価が高ければ地上の貯蔵容量が上限値に達するまで地上で貯蔵し、それ以降は余剰分を最終処分する、という両シナリオ混合戦略があり得る。逆に、地層処分シナリオの方が総合評価が高くても、処分場容量に上限制約が発生する場合には、それ以降は総合評価の低い貯蔵シナリオ路線にも一部シフトせざるを得ないということもあり得よう。これらの場合には、貯蔵の最大可能期間（即ち、貯蔵もしくは処分場立地可能面積や容量等の物理的・社会的制約）をどの程度と推定し得るか、といった問題が出てくるであろう。

EIS レポート (U.S.DOE, 1999) ⁽⁵⁰⁾ によると、1000 年間は貯蔵施設の劣化による放射性物質の外部放出による影響／リスクは発生しないとされているが、テロ活動等の人間侵入リスクの時間的増大化可能性などの不安要因も考慮すると、社会的受容性を高めるため、建て替えない長期貯蔵シナリオでは少なくとも 1000 年間は管理する必要があると言えるかもしれない。しかし、これはもし、今後原子力発電が 1000 年間持続される（資源論的には、高速炉によるプルトニウム利用もしくは海水ウラン利用戦略に依存する (MRI, 1992) ⁽²²⁾）ならば、後世代にもベネフィットが生じるため、現世代に比べ大きな負担を強いることにはならないと考えられるが、さもないと、世代間倫理という側面から、地層処分がベスト策ということになるだろう。

7. おわりに

本年度の実施内容は、以下の通りである。

- (1) 火成活動、地震・断層、隆起・侵食の各シナリオに対し、
 - ① 変動ケースとして処分場へ直接的な影響を及ぼし得る影響パターンも含めた解析フレームの検討
 - ② 上記解析フレームを用いた評価

- (2) 火成活動、地震・断層、隆起・侵食、気候変動からなる天然事象並びに人間活動の組み合わせ（複合的シナリオ）に対し、
 - ① 各事象の組合せとその重要性の検討
 - ② 複合ケースの設定とそれに対する解析フレームの設定
 - ③ 上記解析フレームを用いた影響評価

- (3) 地下水シナリオ以外における天然事象や人間活動の影響の検討として、地層処分と長期貯蔵の比較・検討

今後の課題として、以下のものが指摘し得る。

- ① 天然事象についての地下水シナリオの詳細評価のための複合モデル（例えば、TOUGH2改良コードなど）の構築と解析の実施
- ② 地層処分／長期貯蔵シナリオの総合評価の詳細化

参 考 文 献

- (1) A.D.Barondes : 「External Events in Risk Assessments: Lightning Attachments and Aircraft Crashes into Structures」 ASME、 Safety Engineering and Risk Analysis (SERA)、 Vol.2、 pp33-38 (1994).
- (2) G.E.Barr, E.Dunn, H.Dockery, R.Bardard, G.Valentine and B.Crowe : 「Scenarios Constructed for Basaltic Igneous Activity at Yucca Mountain and Vicinity」 Sandia Report, SAND91-1653, UC-814, Sandia National Laboratory, Albuquerque, New Mexico (1993).
- (3) H.Beale et al. : 「Surface Storage of Vitrified High-Level Radioactive Waste in Reinforced-Concrete Casks」 U.K.At.Energy Auth., AERE-R-10222 (1982).
- (4) J.Billing : 「Terrorism and the Secure Landscape」 Landscape Architecture、 Vol.76、 No.4、 pp58-63 (1986).
- (5) R.J.Budnitz : 「External Initiators in Probabilistic Reactor Accident Analysis - Earthquakes, Fires, Floods, Winds」 Risk Analysis、 Vol.4、 No.4、 pp323-335 (1984).
- (6) 「特集・自然災害とエネルギー」 エネルギー・資源、 Vol.14、 No.4、 pp26-71 (1993).
- (7) EURATOM : 「Natural analogues of the thermo-hydro-chemical and thermo-hydro-mechanical response」 Project Report、 EUR19114 EN、 Nuclear Science and Technology、 European Commission (1998).
- (8) K.Fisher et al. : 「Financing the Canadian Nuclear Fuel Waste Disposal Concept」 High Level Radioactive Waste Management、 Vol.2、 pp1715-1721 (1993).
- (9) 原子力安全委員会 : 「公開ヒアリング状況報告—日本原燃産業株式会社六ヶ所事業所における廃棄物埋設の事業—」 平成2年7月 (1990).
- (10) C.Hank et al : 「Perceptions of Risk in the Management of Nuclear Wastes : Mapping Elite and Mass Beliefs and Attitudes」 SAND90-7002 (1991).
- (11) 船矢 : 「高レベル放射性廃棄物貯蔵管理について」 原子力工業、 Vol.41、 No.10、 pp34-38 (1995).
- (12) JNC : 「地層処分研究開発第2次取りまとめ—第2ドラフト 分冊3 地層処

- 分システムの安全評価」 JNC TN1400 99-009 (1999).
- (13) 科学技術庁：「日本原燃産業株式会社六ヶ所事業所における核燃料物質の加工の事業の許可申請に係る安全性について」昭和 62 年 (1987).
 - (14) 柿崎：「鉄筋コンクリート造建物の寿命予測」安全工学、Vol.30、No.6、pp421-431 (1991).
 - (15) 神山 et al.：「第 32 回原子動力研究会年会報告書 放射能システムグループ」Vol.32、 ppIX-9～IV-23 (1995).
 - (16) M.Kazarians et al.：「Fire Risk Analysis for Nuclear Power Plants: Methodological Developments and Applications」Risk Analysis、Vol.5、No.1、pp33-51 (1985).
 - (17) D.Langmuir：「Aqueous Environmental Geochemistry」Prentice Hall、Upper Saddle river、New Jersey (1997).
 - (18) H.Makino：E-mail correspondence、Oct. (1999).
 - (19) P.Malesys：「Behaviour of a Spent Fuel Transport - Storage Cask during an Airplane Crash」Nuclear Engineering and Design、Vol.150、No.2/3、pp453-457 (1994).
 - (20) H.F.Martz et al.：「Risk Analysis of Terrorist Attacks」Risk Analysis、Vol.7、No.1、pp35-47 (1987).
 - (21) 黛：「貯蔵管理時におけるガラス固化体の健全性」原子力工業、Vol.41、No.10、pp17-23 (1995).
 - (22) ㈱三菱総合研究所：「我が国における地層処分性能評価シナリオ作成に関する研究 (Ⅳ) 一人的行為シナリオの確率論的評価一」PNC ZJ1222 92-001 (1992).
 - (23) ㈱三菱総合研究所：「地層処分システム隔離性能に関する稀頻度事象定量化手法の検討(Ⅱ)一地下水シナリオの変動に関する概略的検討一」PNC ZJ1222 94-001 (1994).
 - (24) ㈱三菱総合研究所：「地層処分システム隔離性能に関する稀頻度事象定量化手法の検討 (Ⅴ)」PNC ZJ1222 97-003 (1997).
 - (25) ㈱三菱総合研究所：「地層処分の極限安全性に関する研究」PNC ZJ1222 97-005 (1997).
 - (26) ㈱三菱総合研究所：「地層処分の極限安全性に関する研究 (Ⅱ)」PNCZJ1222

- 98-001 (1998).
- (27) ㈱三菱総合研究所：「地層処分システム隔離性能に関する稀頻度事象定量化手法の検討（Ⅵ）」PNC ZJ1222 98-003 (1998).
- (28) ㈱三菱総合研究所：「地層処分の極限安全性に関する研究（Ⅲ）」JNC TJ1400 99-006 (1999).
- (29) ㈱三菱総合研究所：「地層処分システム隔離性能に対する天然事象影響の定量化—地下水シナリオに対する天然事象の影響—」JNC TJ1400 99-019 (1999).
- (30) ㈱三菱総合研究所：「地層処分システム隔離性能に対する天然事象に起因する時間変化を考慮した影響計算」核燃料サイクル開発機構 契約業務報告書 (1999).
- (31) 三菱商事(株)：「欧州原子力事情（142）—原子力発電の外部コスト—」三菱商事原燃レポート、原子力一般情報、Oct.13 (1994).
- (32) 三菱商事(株)：「世界の廃棄物管理技術開発動向—国際会議で再取り出し性に議論が伯仲」三菱商事原燃レポート、バックエンド情報、1998年10月8日 (1998).
- (33) Nagra：「Poços de Caldas Report No. 15: Summary and Implications for Radioactive Waste Management」 Technical Report 90-33, Nagra, Baden, Switzerland (1990).
- (34) 根本：「高レベル廃棄物の処分費用—米国の事例—」原子力工業、Vol.32、No.1、pp45-50 (1986).
- (35) OECD/NEA：「Objectives, Concepts and Strategies for the Management of Radioactive Waste Arising from Nuclear Power Programmes」 Sept. (1977).
- (36) OECD/NEA：「The Cost of High-Level Waste Disposal in Geological Repositories -An Analysis of Factors Affecting Cost Estimates-」 OECD Publications (1993).
- (37) A.R.Philpotts：「Principles of Igneous and Metamorphic Petrology」 Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey(1990).
- (38) D.Rathbun et al.：「Development of Safety Goals for Nuclear Power Plants」 Nuclear Safety、Vol.28、No.2、pp155-163 (1987).
- (39) 力武 et al.：「日本の自然災害」国会資料編纂会 (1998).

- (40) K.S.Shrader-Frechette : 「Risk, Ethics, and Discounting Future Generations」 Probabilistic Safety Assessment and Management、Vol.4、pp2353-2358(1998).
- (41) P.Slovic et al. : 「Perceived Risk, Trust, and the Politics of Nuclear Waste」 Science、Vol.254、No.5038、pp1603-1607 (1991).
- (42) 大成建設技術開発部 : 「コンクリートのはなし」 日本実業出版社 (1995).
- (43) A.M.Tallman : 「Natural Phenomena Analyses, Hanford Site, Washington」 U.S.DOE Rep.、WHC-SA-606 (1989).
- (44) Y.Togo et al. : 「The Probabilistic Approach in the Licensing Process and the Development of Probabilistic Risk Assessment Methodology in Japan」 Current Nuclear Power Plant Safety Issues、Vol.2、pp505-513 (1981).
- (45) E.T.Tomlinson : 「Nuclear Criticality Safety Considerations in Design of Dry Fuel Assembly Storage Arrays」 Nuclear Technology、Vol.63、No.2、pp347-350、Nov.(1983).
- (46) N.J.Trask : 「Implications of Theories of Asteroid and Comet Impact for Policy Options for Management of Spent Nuclear Fuel and High-Level Radioactive Wastes」 High-Level Radioactive Waste Management、Vol.3、pp1324-1328 (1994).
- (47) 内田 : 「石造文化財の保存 10.日本の石造建造物—石造建築・磨崖仏・石塔・石造品・庭園—」 土と基礎、Vol.45、No.5、pp49-55 (1997).
- (48) U.S.DOE : 「Final Environmental Impact Statement - Management of Commercially Generated Radioactive Waste」 DOE/EIS-0046F、Vol.1、Oct. (1980).
- (49) U.S. DOE : 「Notice of Inquiry on Waste Acceptance Issues-Response Summary-」 DOE/RW-0462 (1995).
- (50) U.S.DOE : 「Draft Environmental Impact Statement for a Geologic Repository」 <http://www.ymp.gov/deisdoc/index.htm> (1999).
- (51) P.G.Voilleque : 「Societal Cost of Radiation Exposure」 Health Physics、Vol.43、No.3、pp405-409 (1982).
- (52) 山田 : 「わかりやすいセメントとコンクリートの知識」 鹿島出版会 (1976).

付 録

A. 地震・断層／気候変動の複合ケースに対する予備的検討

A.1 ケース設定

ここで考える複合的シナリオは、地震・断層シナリオと気候変動シナリオの各基本ケースを直接結合したものである。

賢明かつ厳格なサイト選定並びにサイト特性把握活動により、日本の現在の火山フロントから遠く離れた地点（例えば 20km（JNC, 1999⁽¹²⁾））に処分場を設置すれば、火山活動からの間接的な影響を受ける可能性さえ回避することができる。同様に、サイト特性把握により、日本の可能性のある処分場サイトの将来的な隆起率を、例えば 1000m 深度の処分場に対し、0.1mm/y 未満（あるいは 500m 深度の処分場に対し、0.05mm/y 未満）に制限し得ると考える。

そこで、処分場性能に影響を与え得る将来天然事象の一つとして、気候変動シナリオと地震・断層シナリオを予備的に選定した。各単独シナリオについての予備的基本ケース及び複合的シナリオの計算ケース設定のまとめをそれぞれ表 A1、表 A2、表 A3 に示す^(注)。

^(注) 但し、前年度に計算した複合的シナリオ（気候変動シナリオ+隆起・侵食シナリオ（0.1mm/y））の気候変動シナリオで想定した地下水化学は SRHP であるが、ここでは、もう一つの海水に近い状態である SRLP ケースを一例として扱った。

表 A1 地震・断層シナリオ予備的基本ケース再設定の要約

	基本ケース F_0
ΔQ_R	BCx2
変化の開始時点	100,000 年後
変化の型式	永続的
変化に要する期間	瞬時
$\Delta Chemistry$	NC (FRHP)
変化の開始時点	
変化の型式	
変化に要する期間	
ΔD_p	BCx1.2
変化の開始時点	100,000 年後
変化の型式	永続的
変化に要する期間	瞬時
緩衝材	NC
変化の開始時点	
変化の型式	
変化に要する期間	
FF 経路長	BCx0.5
変化の開始時点	100,000 年後
変化の型式	永続的
変化に要する期間	瞬時

BC = ベンチマークケース設定値 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾

ΔQ_R = 健全な母岩での流量変化

$\Delta Chemistry$ = 地下水化学の変化

FRHP = 還元性高 pH 淡水地下水

ΔD_p = 緩衝材の空隙拡散係数の変化

NC = ベンチマークケース設定値 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾ と同じ

表 A2 気候変動シナリオ予備的基本ケース再設定の要約

	基本ケース C ₀
ΔQ_R	NC
変化の開始時点	
変化の型式	
変化に要する期間	
$\Delta \text{Chemistry}$	SRLP → FRHP (周期的)
変化の開始時点	
変化の型式	周期的
変化に要する期間	
ΔD_p	BCx4 (SRLP)
変化の開始時点	
変化の型式	周期的
変化に要する期間	
緩衝材	NC
変化の開始時点	
変化の型式	
変化に要する期間	
FF 経路長	NC
変化の開始時点	
変化の型式	
変化に要する期間	

BC = ベンチマークケース設定値 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾

ΔQ_R = 健全な母岩での流量変化

$\Delta \text{Chemistry}$ = 地下水化学の変化

ΔD_p = 緩衝材の空隙拡散係数の変化

NC = ベンチマークケース設定値 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾ と同じ

FRHP = 還元性高 pH 淡水地下水

SRLP = 還元性低 pH 高塩濃度地下水

周期的 = $\left\{ \begin{array}{l} \text{SRLP on } t \in [0, 10000) \\ \text{FRHP on } t \in [10000, 90000) \\ \text{SRLP on } t \in [90000, 100000) \\ \text{FRHP on } t \in [100000, 190000) \\ \text{SRLP on } t \in [190000, 200000) \\ \text{以降同様に 10 万年周期で続く} \end{array} \right.$

表 A3 地震・断層／気候変動の複合的シナリオケース再設定の要約

	ケース	
ΔQ_R	BCx2	
変化の開始時点	100,000 年後	
変化の型式	永続的	
変化に要する期間	瞬時	
$\Delta Chemistry$	SRLP → FRHP (周期的)	
変化の開始時点		
変化の型式	周期的	
変化に要する期間		
ΔD_p	BCx1.2	BCx4 (SRLP)
変化の開始時点	100,000 年後	
変化の型式	永続的	周期的
変化に要する期間	瞬時	
緩衝材	NC	
変化の開始時点		
変化の型式		
変化に要する期間		
FF 経路長	BCx0.5	
変化の開始時点	100,000 年後	
変化の型式	永続的	
変化に要する期間	瞬時	

BC = ベンチマークケース設定値 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾

ΔQ_R = 健全な母岩での流量変化

$\Delta Chemistry$ = 地下水化学の変化

ΔD_p = 緩衝材の空隙拡散係数の変化

NC = ベンチマークケース設定値 (MRI, 1999) ⁽²⁹⁾ と同じ

FRHP = 還元性高 pH 淡水地下水

SRLP = 還元性低 pH 高塩濃度地下水

周期的 = {
 SRLP on $t \in [0, 10000)$
 FRHP on $t \in [10000, 90000)$
 SRLP on $t \in [90000, 100000)$
 FRHP on $t \in [100000, 190000)$
 SRLP on $t \in [190000, 200000)$
 以降同様に 10 万年周期で続く

A.2 計算結果

まず、地震・断層シナリオ基本ケース F_0 と気候変動シナリオ基本ケース C_0 の計算結果は、それぞれ図 A1、図 A2 の通りである。

次に、これらの複合ケースにおける核分裂生成物、 $4n$, $4n+1$, $4n+2$, $4n+3$ の各アクチニド崩壊連鎖系列（含、娘核種）の線量曲線をそれぞれ図 A3(1)～図 A3(5) に示す。これらの曲線は、単体廃棄物パッケージに対して計算されたものであり、生態圏での農夫／農業従事者に対する線量率を表わしている。図 A3(1)～図 A3(5) に示す各放射性核種に対し、それらの全核種の線量率を合計することにより全線量率曲線が求められる。

図 A3(6) には、複合的シナリオの全ての放射性核種に対する全線量率曲線を示す。線量率の寄与がピーク値の 10^{-7} に満たない放射性核種は図示していない。この図と図 A2(6) とを比較すると、初期時点から、断層活動事象が生ずる 10^5 年後までは、気候変動シナリオのものと同一である。

全線量率に最も寄与している核種は SRLP（初期時点から 1 万年後と、9 万年後から 10 万年後）、FRHP（1 万年後から 9 万年後）のいずれのサイクル期間でも Cs-135 である。 10^5 年後の断層活動事象では、経路長が 100m から 50m に短縮し、FF の流量が 2 倍に増加する。従って、気候変動シナリオとは異なり、全線量率は、 10^5 年後から 1.9×10^5 年後の間に生ずる FRHP サイクル期間で急速には低下せず、全線量率曲線は断層活動の影響を反映し、経時的にゆっくりと低下する。

Cs-135 は、地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 と同様、 2×10^5 年後に減衰し始める。それ以後は、Ra-226 の支配を受け、気候変動とともに振動する。断層運動による効果（経路短縮化と高流量化）と気候変動による効果（SRLP サイクル期間中の溶解度増と分配係数低下）とが結合した結果、Ra-226 の全線量率に占める寄与が最も大きくなる。

複合的シナリオのピーク線量率は Ra-226 の放出に起因する $2 \times 10^{-7} \text{mSv/y}$ で、これは、 4×10^5 年後に生じ、ベンチマークケースのピーク線量率の約 30 倍大きい。

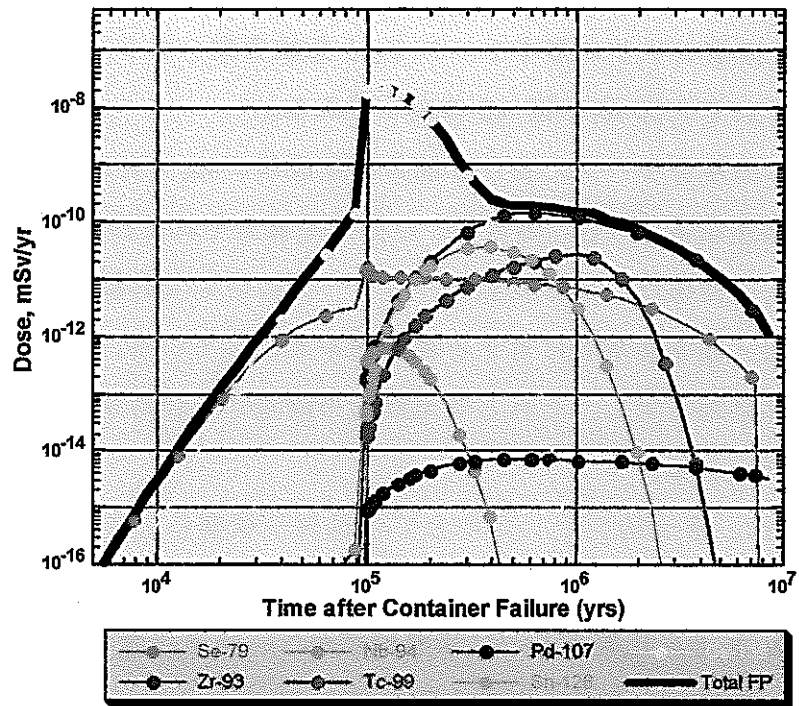


図 A1(1) 地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果：
核分裂生成物線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

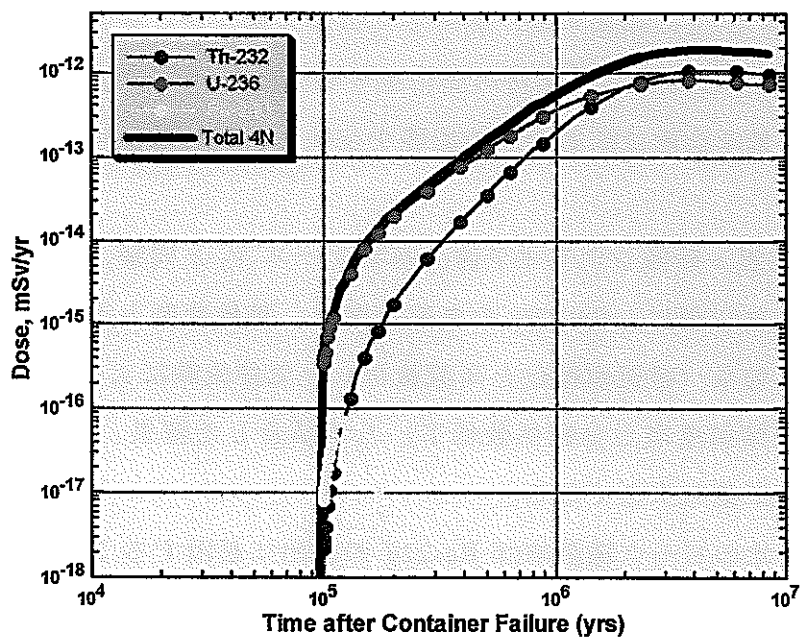


図 A1(2) 地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果：
4n 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

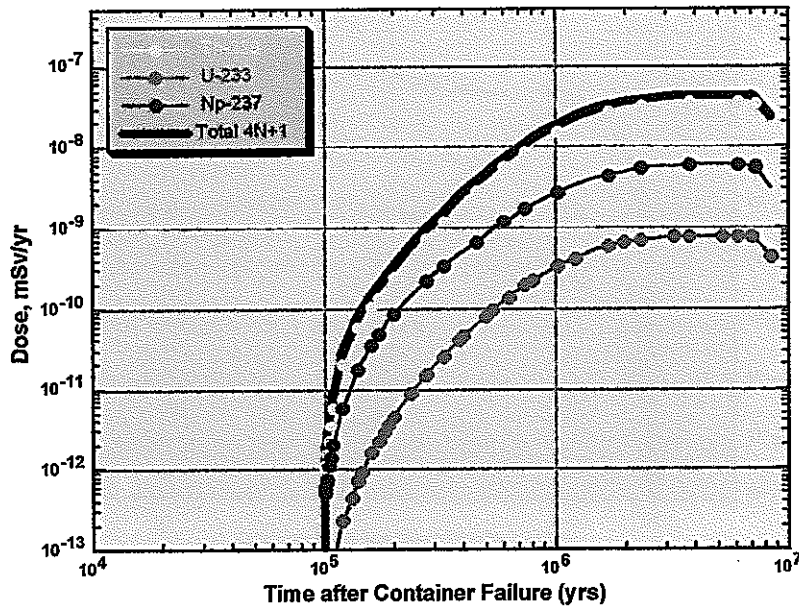


図 A1(3) 地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果：
 $4n+1$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

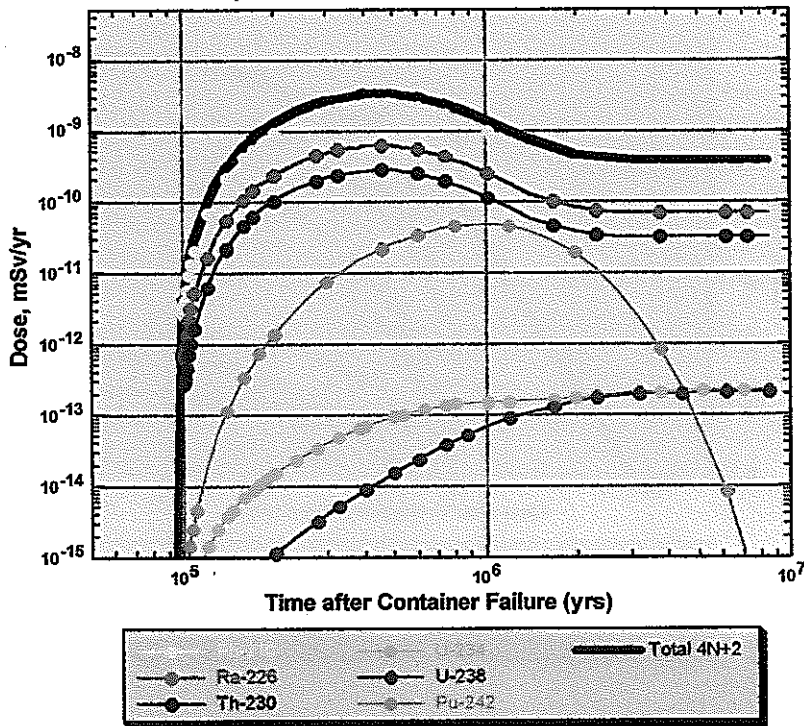


図 A1(4) 地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果：
 $4n+2$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

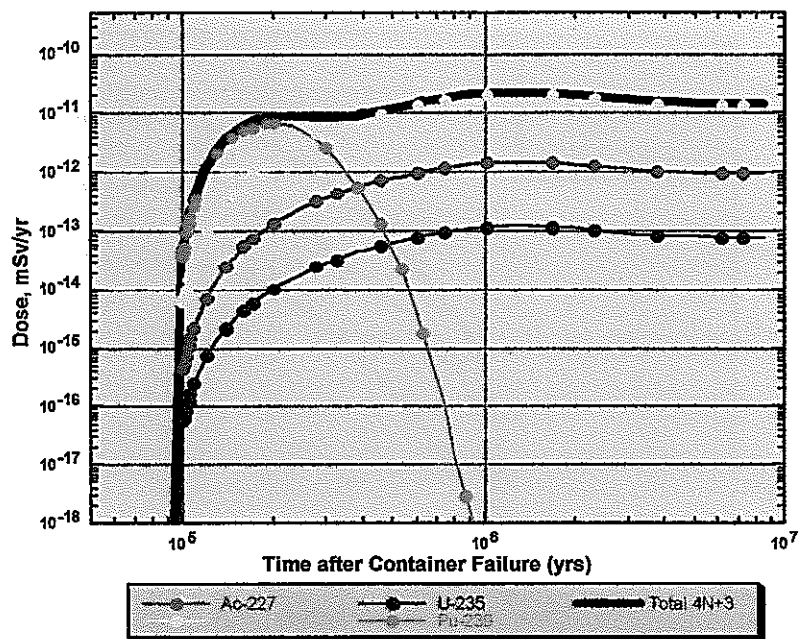


図 A1(5) 地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果：
4n+3 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

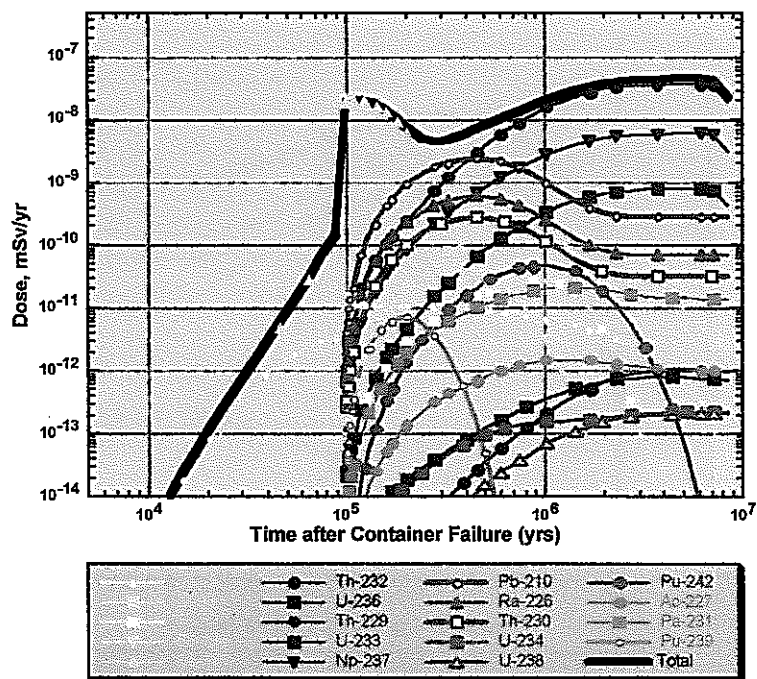


図 A1(6) 地震・断層シナリオ予備的基本ケース F_0 再計算結果：
全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

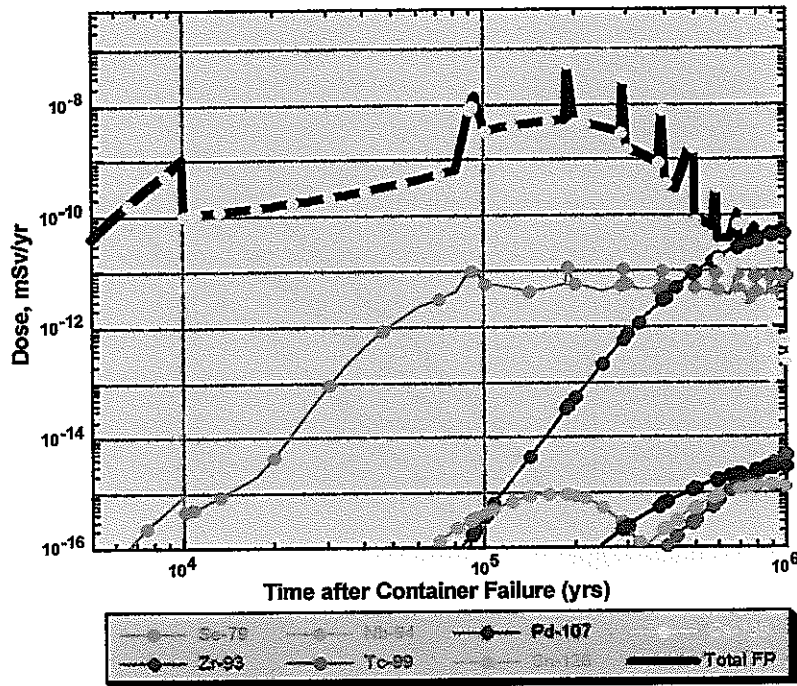


図 A2(1) 気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果：
核分裂生成物線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

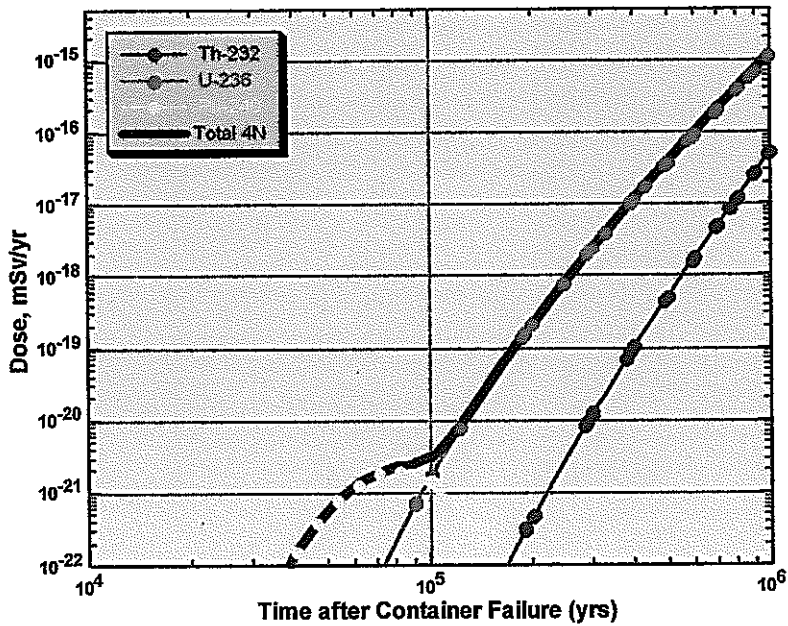


図 A2(2) 気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果：
4n 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

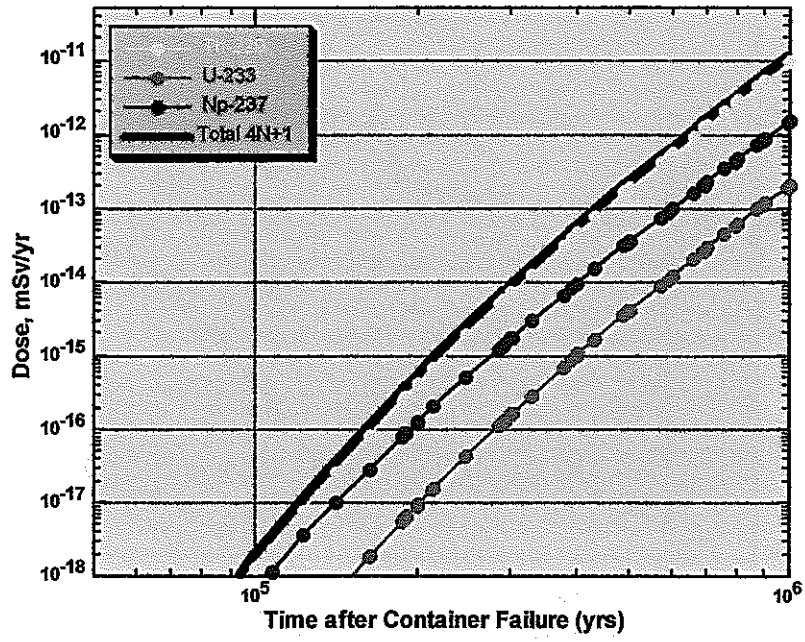


図 A2(3) 気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果：
4n+1 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

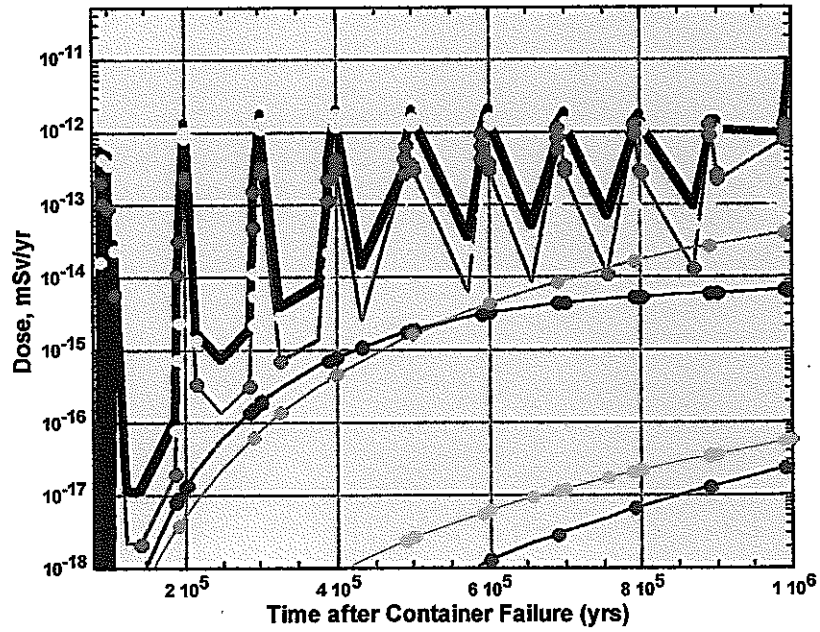
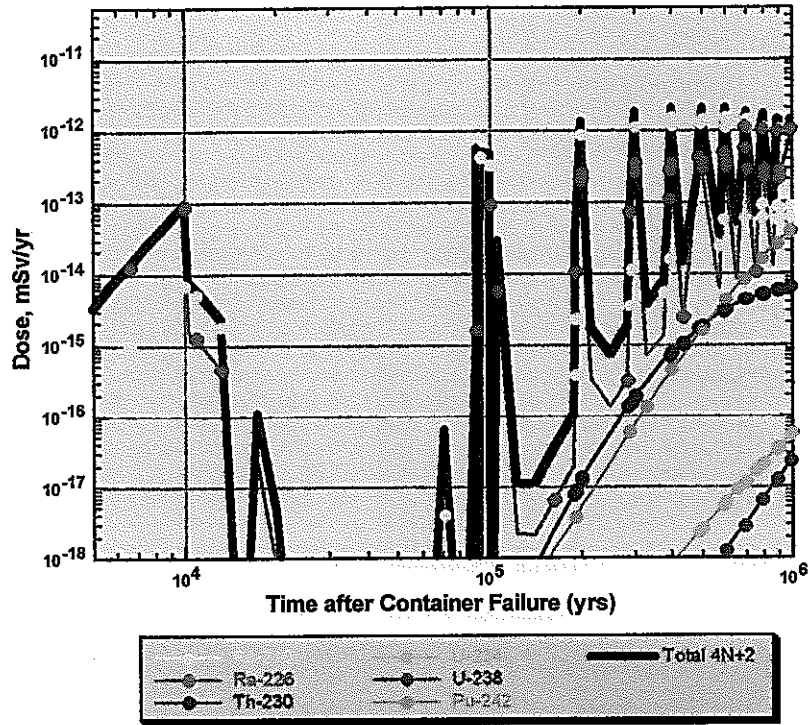


図 A2(4) 気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果：
 4n+2 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）
 上図：対数時間スケール表示
 下図：線形時間スケール拡大表示

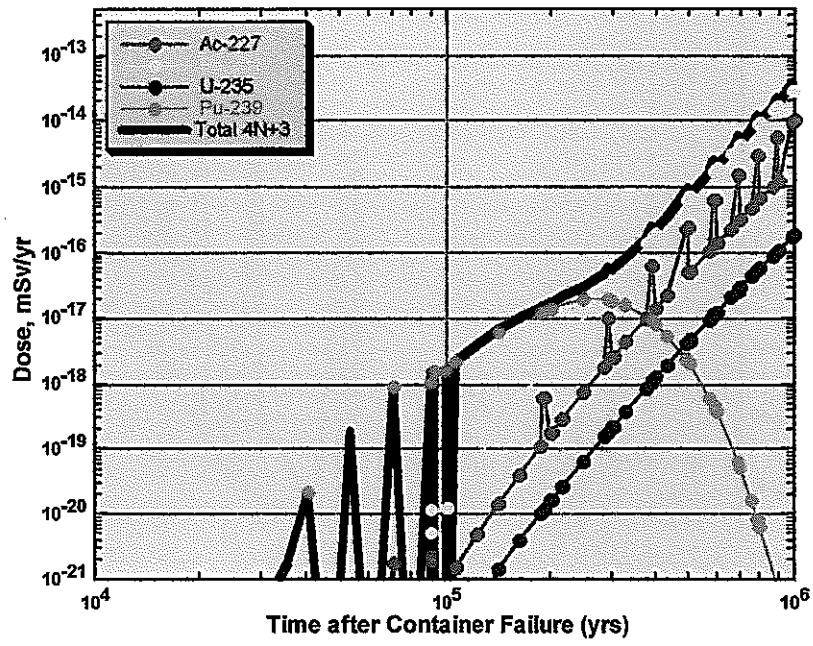


図 A2(5) 気候変動シナリオ予備的基本ケース C_0 再計算結果：
 $4n+3$ 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

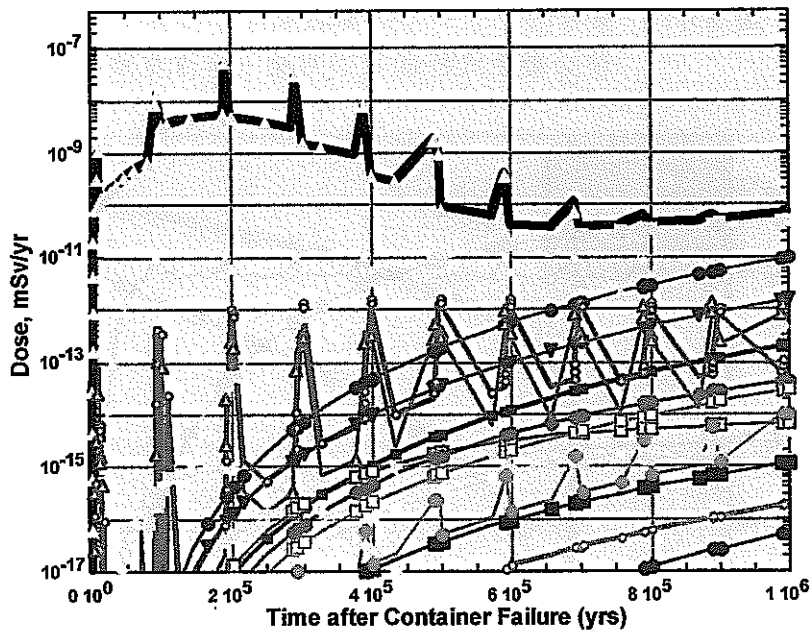
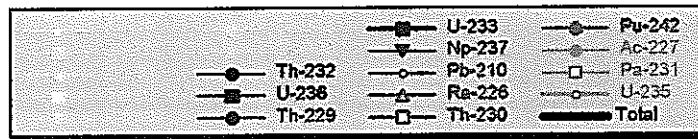
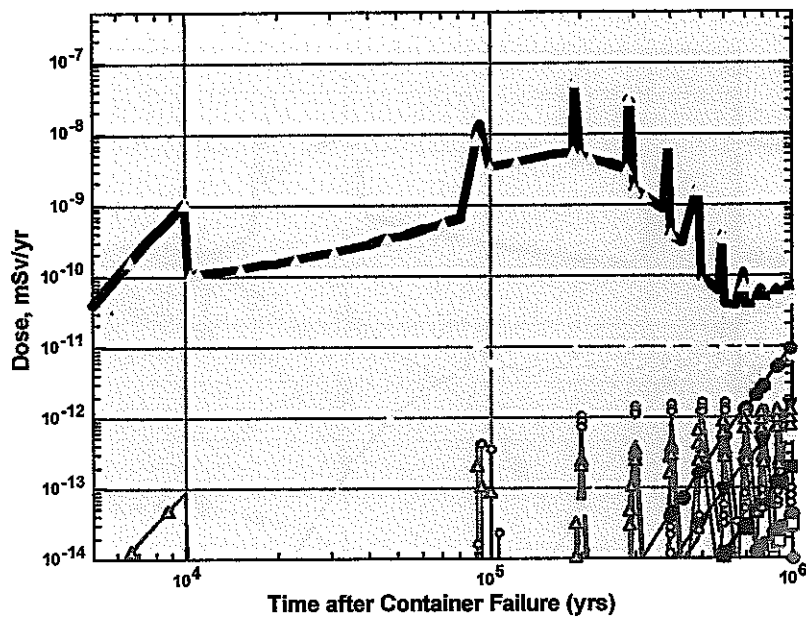


図 A2(6) 気候変動シナリオ予備的基本ケース C₀再計算結果：
 全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）
 上図：対数時間スケール表示
 下図：線形時間スケール拡大表示

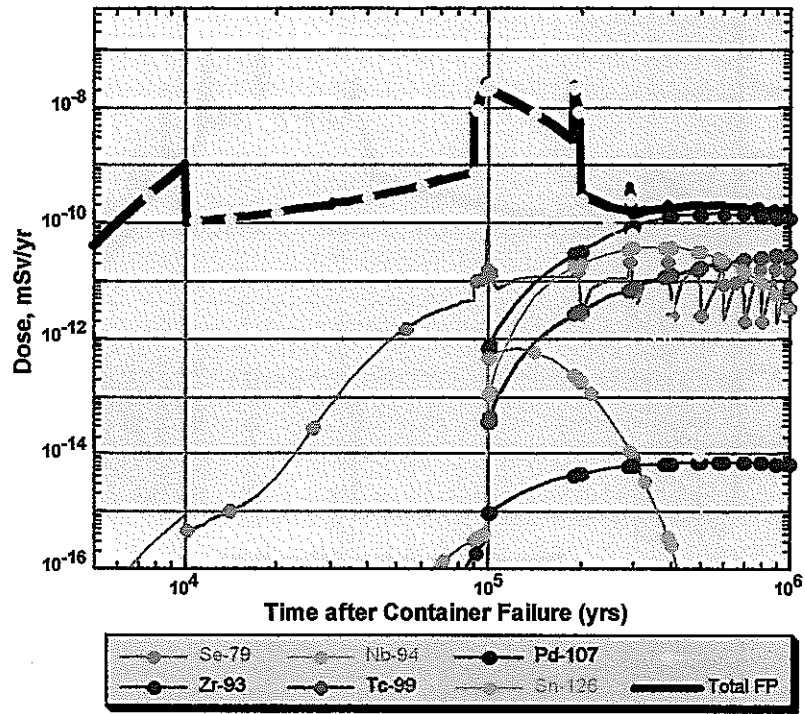


図 A3(1) 複合的シナリオ計算結果：
核分裂生成物線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

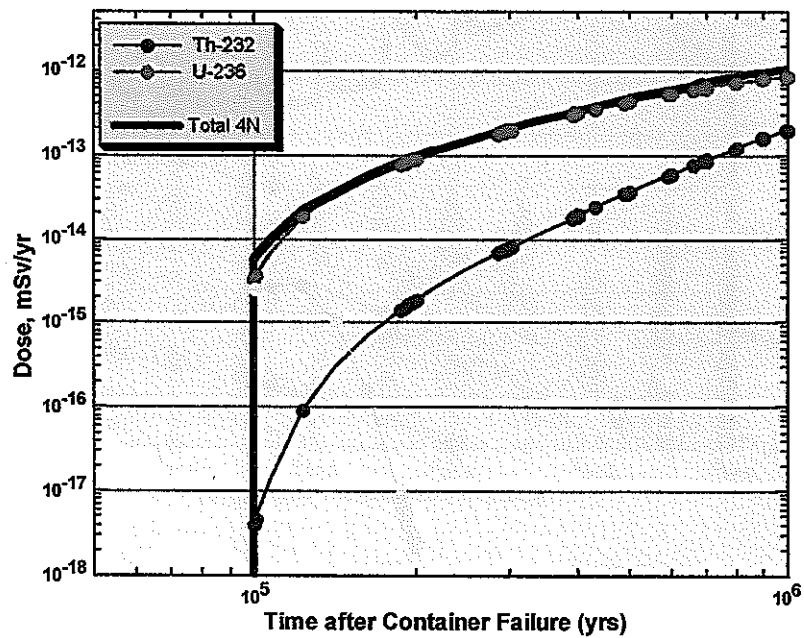


図 A3(2) 複合的シナリオ計算結果：
4n 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

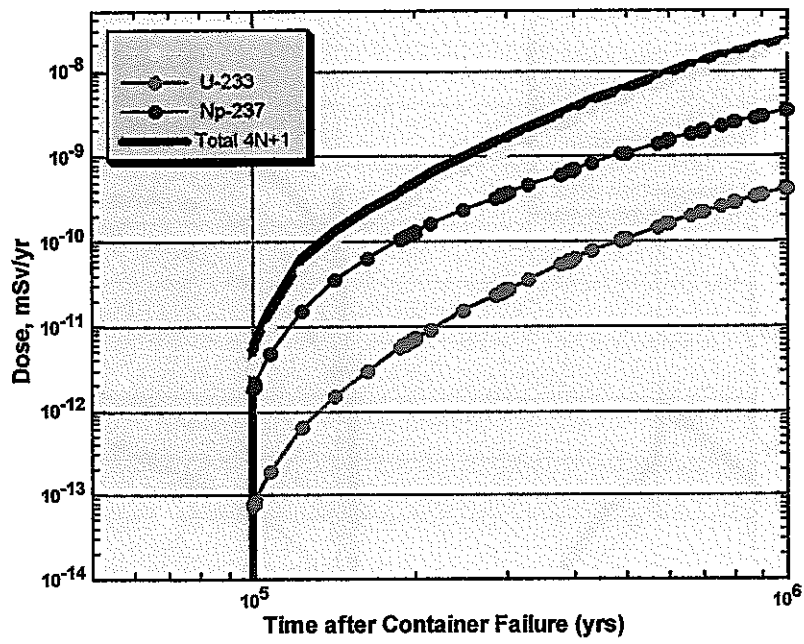


図 A3(3) 複合的シナリオ計算結果：

4n+1 系列線量率曲線 (単体廃棄物パッケージ)

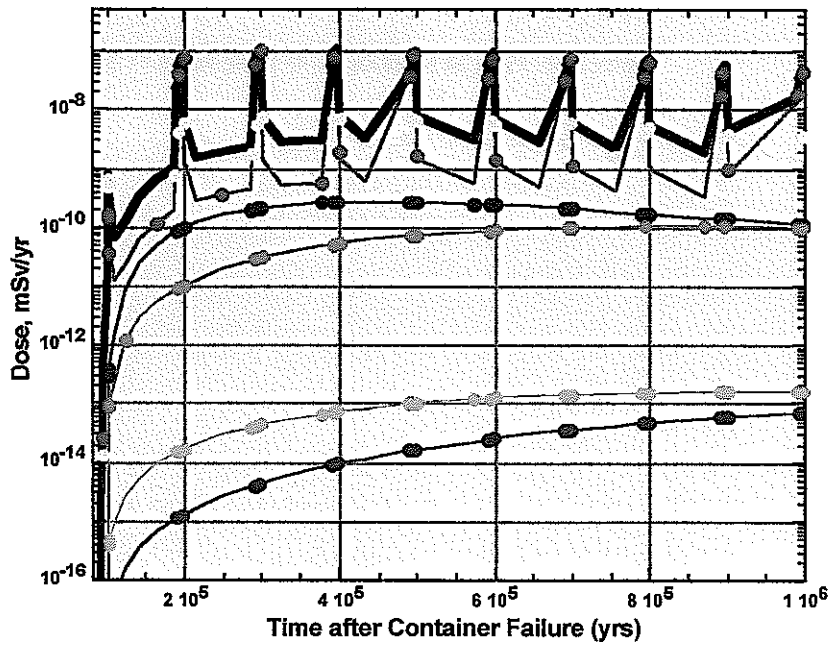
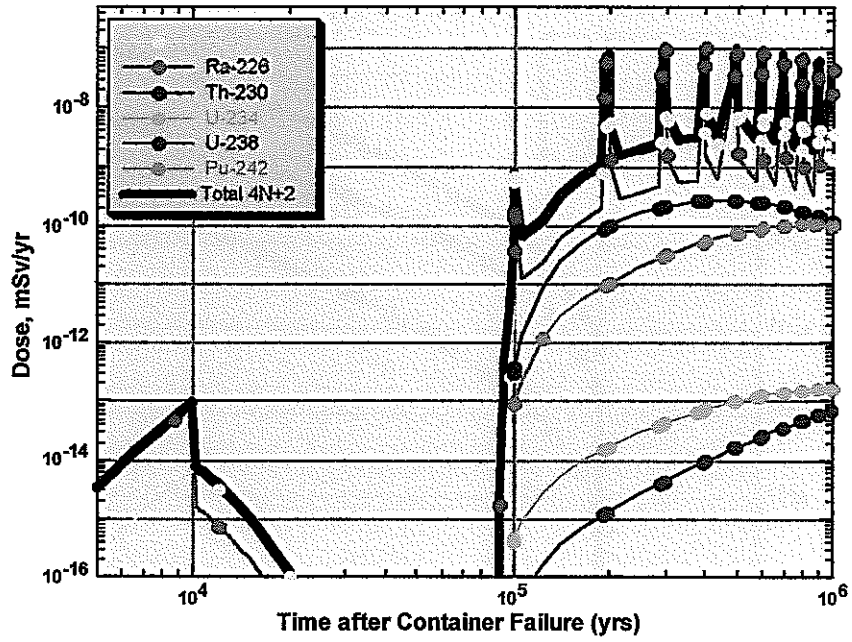


図 A3(4) 複合的シナリオ計算結果：

4n+2 系列線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）

上図：対数時間スケール表示

下図：線形時間スケール拡大表示

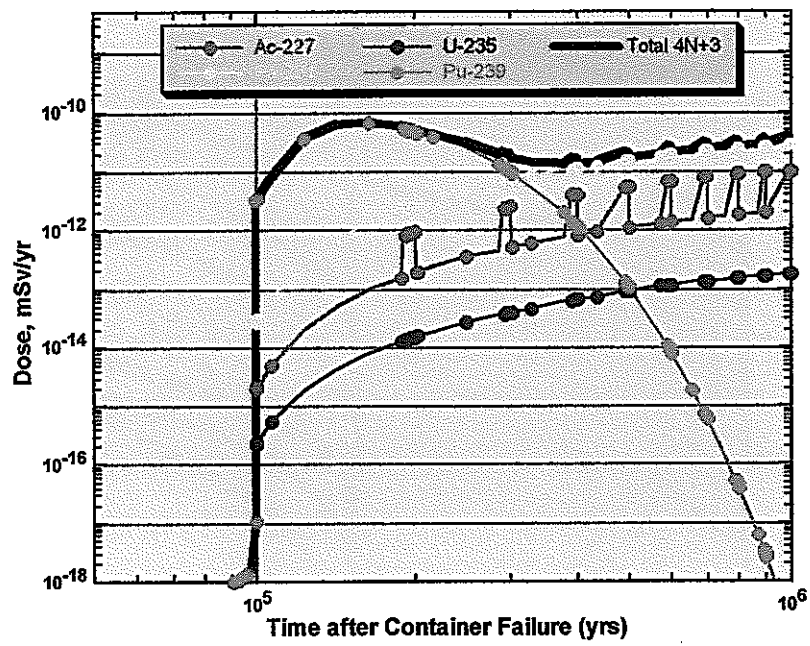


図 A3(5) 複合的シナリオ計算結果：

4n+3 系列線量率曲線 (単体廃棄物パッケージ)

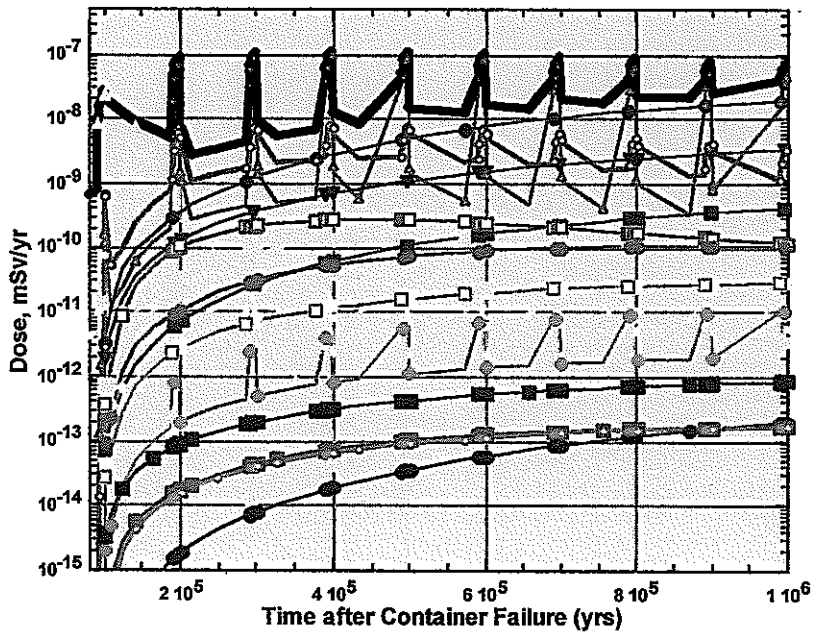
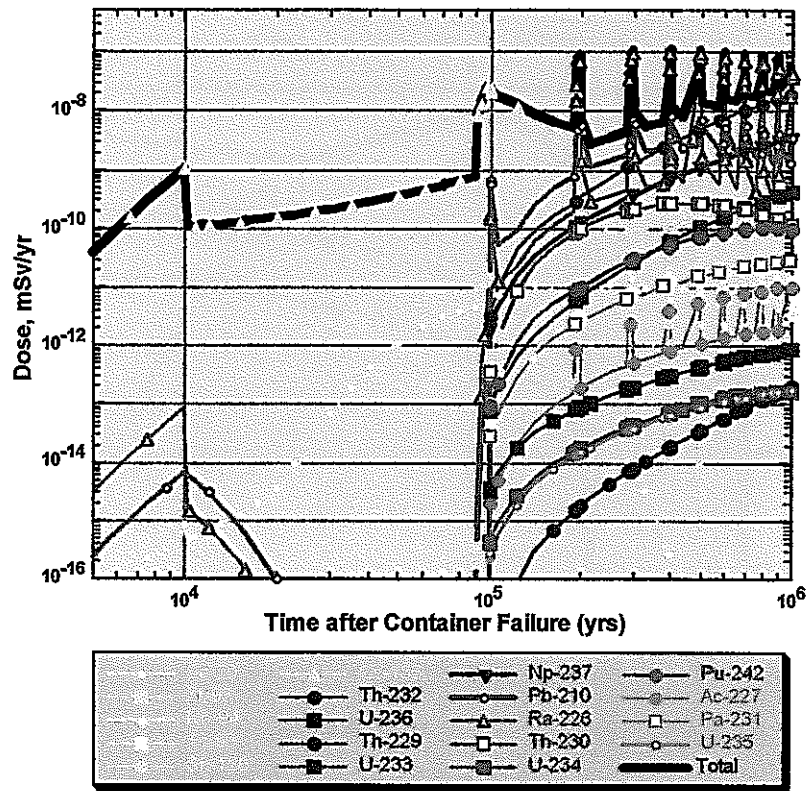


図 A3(6) 複合的シナリオ計算結果：
 全線量率曲線（単体廃棄物パッケージ）
 上図：対数時間スケール表示
 下図：線形時間スケール拡大表示

B. 人間侵入シナリオに関する一考察

将来的な人間活動が HLW 地層処分場の安全性評価に関する検討は、すでに様々な角度から行われてきている (MRI, 1992,1994,1997~1999) ^{(22) (23) (24) (26) (27) (29)}。即ち、地下水シナリオでは、いくつか考えられる発端事象 (図 B1 参照) のうち、井戸水のくみ上げによる処分場との間接的交差 (図 B2 参照) をとり上げた。その結果、人間侵入による処分場への熱的—水理学的—力学的—化学的 (THMC) 影響の予備的検討結果によると、処分場閉鎖から 2000 年~6000 年後時点に人間侵入が発生してアップコーニングによる塩水浸入等が生ずるケースでは、NF への影響が処分場閉鎖後数千年まで早期化され得る可能性が示されている (他のシナリオとの簡単な比較を行うために便宜的に作成した表 B1、表 B2 参照。詳細は、(MRI, 1998/1999) ^{(27) (29)} 参照)。さらに、FF 経路の短縮化や母岩の亀裂生成とそれに伴う水頭変化、酸化性地下水の浸入などの FF への影響が推測される。

他方、人間侵入シナリオは、天然事象シナリオと異なって、その発生時期や影響持続期間等に対する不確定要素が多く、評価においては主観的要素が増す原因ともなっている。このため、人間侵入シナリオは、確率論的な評価フレームにおいて取り扱う必要性が他の天然事象シナリオよりも強いと考えられる。なお、汚染された井戸水をくみ上げることによる近隣住民への直接的影響可能性については、極限安全シナリオの一つとして検討されている (表 B3 参照)。

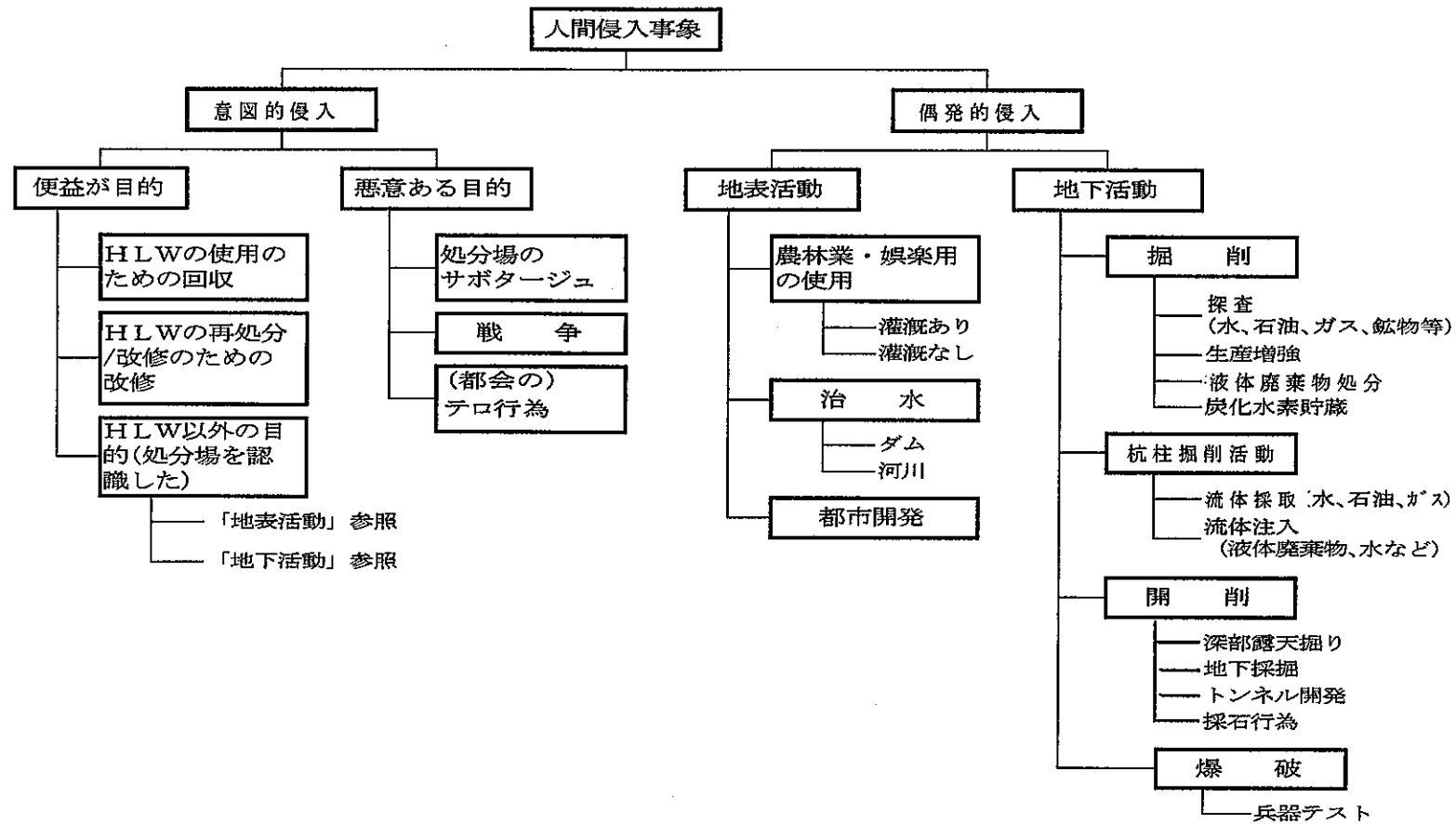


図 B1 検討対象の候補となる人間侵入事象の概観
出典：MRI, 1998⁽²⁶⁾

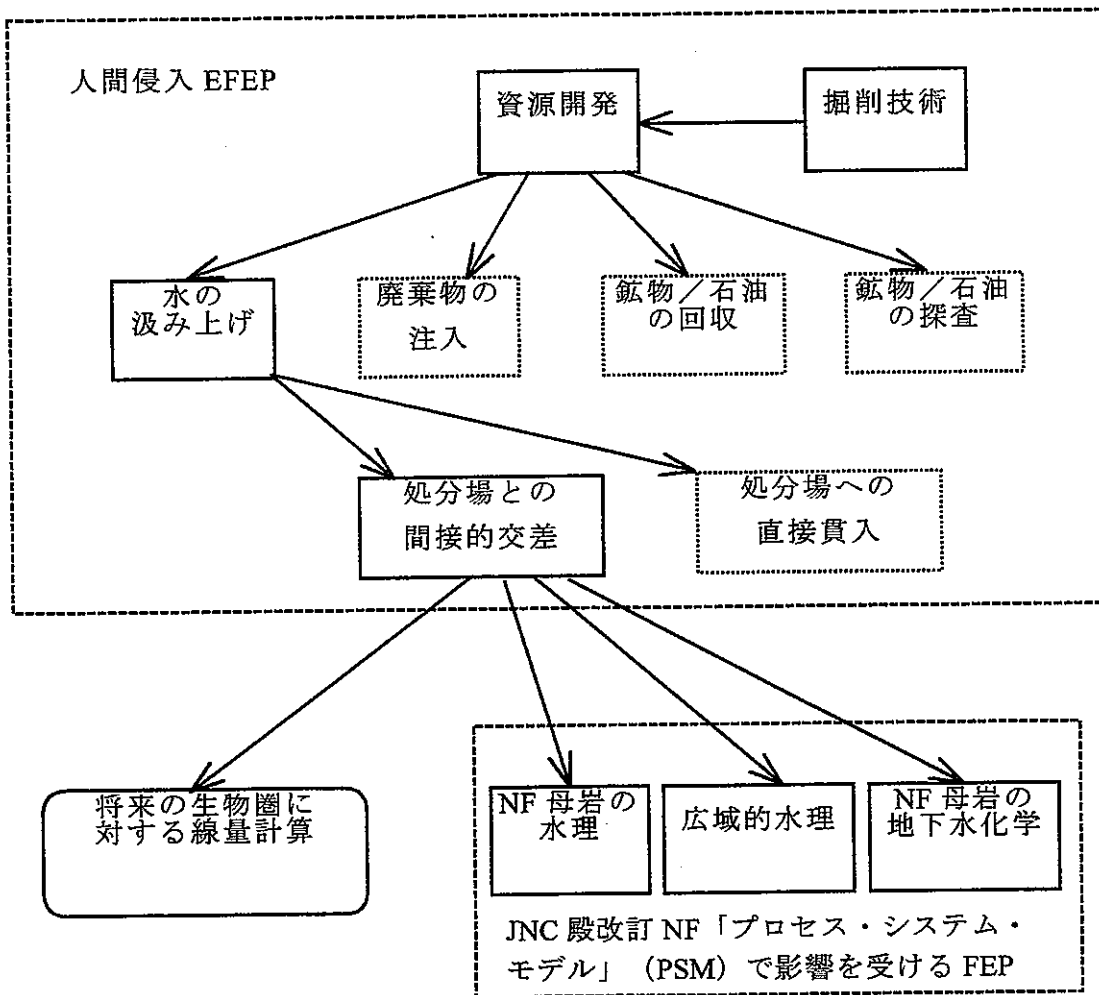


図 B2 人間侵入シナリオに対する外部インフルエンス・ダイアグラム
 出典：平成9年度報告書（MRI, 1998）⁽²⁷⁾

表 B1 各シナリオ基本ケースでの取り扱いが適切な影響*

影 響	シナリオ	火成活動	地震・断層	隆起・侵食	気候変動	人間侵入
NF 母岩の水理学						
	水頭/透水性の変化					
	空隙の幾何学的構造を変える有効応力の変化	×	○	○	△	○
	亀裂内の流体変化 (Ex.相変化)	△	×	×	×	×
	亀裂内への固体の付加	△	○ (但し、EDZ)	×	×	○ (但し、EDZ)
	亀裂内充填物質に変化をもたらす化学的变化	△	×	△	△	×
	化学的勾配のあるいは温度勾配による粘土層中の浸透	△	×	×	×	×
	ガス発生・移行	△	×	×	×	×
	熱的浮揚効果もしくは異なる密度の影響	○	×	×	×	×
	母岩の亀裂生成に影響を与える熱的效果	○	×	△	×	×
NF 母岩の地下水化学						
	塩淡境界移動による変化 (除、アップコーニング)	×	△	△	○	×
	揚水によるアップコーニング	×	×	×	×	○
	酸化性地下水の移入による変化	×	△	○	△	△
	マグマ性塩水の移入による変化	○	×	×	×	×
	母岩中の緩衝容量や緩衝速度の変化	△	△	△	△	△
緩衝材の物理化学的性質						
	塩分変化による空隙構造の変化	○	△	△	○	○
	塩分変化による空隙中の拡散係数の変化	○	△	△	○	○
	緩衝材の侵食による質量欠損/緩衝材の突出	△	○	△	×	○
	緩衝材の鉱物学的変質による変化	○	×	△	△	○

○：適切

△：あまり適切でない (可能性はある)

×：不適切

*平成9年度報告書表9 (MRI, 1998) ⁽²⁷⁾ に加筆・作成。

表 B2 予備的検討（シナリオ解析）結果*の比較（まとめ）

シナリオ ケース	地震・断層			隆起・侵食			気候変動	人間侵入			
	S ₀	S ₁	S ₂	U ₀	U ₁	U ₂	C ₀	H ₀	H ₁	H ₂	
ΔQ _R { K (亀裂) i	○	○	○	○	○	○	-	○	○	○	
	-	-	-	○	○	○		○	○	○	
ΔQ _E { K (亀裂) i	-	-	○	-	-	-	-	-	-	-	
	-	-	-	-	-	-		-	-	-	
ΔChem	-	-	-	酸化性地下水浸入 ○ ○ ○			浸潤性塩淡境界変動 ○	アップコーニング塩水浸入 ○ ○ ○	○	○	○
ΔD _p	-	-	○ 緩衝材突出	-	-	-			○	○	○
Δε _B	-	-		-	-	-			○	○	○
核種移行解析 (ピーク放出率増大、その招来時点早期化に大きく寄与する核種)	> B (中寿命核種, アクチニド)	≒ S ₀ (≥)	≒ S ₀ (≤)	> B (中寿命核種, アクチニド 酸化還元電位に敏感な核種)	≒ U ₀ (中寿命核種: >)	> U ₀ (酸化還元電位に鋭敏な核種, 中寿命核種)	周期的な変動 (Cs, Se)	> B (中寿命核種, アクチニド)	≥ H ₀ (Cs, Se 堆積岩)	≤ H ₀ (Ni, Nb, Tc, Sn 結晶質岩)	

○：変化する
-：変化しない

B：ベースケース（基本ケース）

*平成9年度、平成10年度（MRI, 1998/1999）⁽²⁷⁾⁽²⁹⁾の予備的検討で設定されたシナリオ基本ケース/変動ケースに対する解析結果
なお、人間侵入シナリオと比較し得る同一評価フレームでの火成活動シナリオの計算は行っていない。

表 B3 人間侵入シナリオの定性的評価のまとめ

シナリオ	発生可能性	影響	発生時期	備考
HLW 含有物質の便益利用のための HLW 回収中に生ずる事故	回収の可能性は小さく、埋設時のものより低い。回収される場合、事故率は、閉鎖前の地上作業と似たものとなろう。	核分裂生成物の崩壊のため、埋設時点より多分小さくなる。	処分場閉鎖後の任意の時点	発生可能性はかなり低く、影響は閉鎖前事故と同等もしくはそれ以下である。
HLW をどこか別の場所で再処分/改修するための回収中に生ずる事故	回収の可能性は小さく、埋設時のものより低い。回収される場合、事故率は、閉鎖前の地上作業と似たものとなろう。	核分裂生成物の崩壊のため、埋設時点より多分小さくなる。	処分場閉鎖後の任意の時点	発生可能性はかなり低く、影響は閉鎖前事故と同等もしくはそれ以下である。
HLW 処分場の存在を認識していながら、HLW 以外の他の目的（例えば、鉱物の採鉱）のための意図的侵入の最中に生ずる事故	実行の可能性は小さく、埋設時のものより低い。回収される場合、事故率は、閉鎖前の地上作業と似たものとなろう。	HLW の存在を知っているため、多分予防措置をとると考えられるので、偶発的侵入より小さくなる。	処分場閉鎖後の任意の時点	本シナリオで発生可能な影響は、侵入者が処分場の存在に気がつかず、予防措置を講じないときに限定される。
処分場へ拒否的注目を向けさせるための処分場でのサボタージュ	侵入に成功する可能性は非常に少ない。侵入するには、かなりの資源（設備及び人材）を投入する必要があるが、サボタージュではそのようなことはまれである。設備や侵入跡及び爆破が検知されると考えられる。	開削による偶発的侵入に匹敵する大気への散乱があり得る。杭柱掘削活動による偶発的侵入に匹敵する飲料水への散乱があり得る。	能動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後 100 年以上経過後と想定し得る）	侵入は検知されるものと考えられ、また影響は、他の事象と同程度である。

シナリオ	発生可能性	影響	発生時期	備考
HLW を散乱する目的で使用する戦争	HLW を散乱するのに必要な大量のエネルギーを直接利用する可能性の方がずっと高い。HLW を散乱するには極度に大きなエネルギーが必要であろう。	致死率増に至るまでに長時間を要するため、あまり魅力的手段とはならない。	任意の時点	HLW の散乱に必要な投入エネルギーの多さと、散乱の効果の緩慢さが、魅力を失わせよう。そのような効果は、戦争の目的に合致しない。
HLW を手段に使う（都会での）テロ活動	テロ活動は確かに存在するが、HLW を使用することには疑問がある。生物学的、化学的、あるいは他の放射線源を使う可能性の方がずっと高い。	HLW の健康への影響の緩慢さがテロ活動の手段としては望ましくない。生物学的、化学的兵器の方がより実効的である。	能動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後 100 年以上経過後と想定し得る）	生物学的、化学的兵器の方がより効果的でありかつ入手するのも容易であるため、本事象の発生は疑わしい。
処分場上方での農・林業、娯楽目的の使用	処分場の位置や気候にもよるが、本事象は、数千年前に亘って生じ得るものと予想される。	これらの地表活動が処分場に直接的な影響を与えらることは考えられないし、また大規模の、あるいは即時の影響をもたらすものではない。	受動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後 1000 年以上経過後と想定し得る）	他の事象に比べ、影響は小さく、また効果のあらわれ方も遅い。
処分場への水量を増加させるが、処分場を直接貫通しない治水活動	発生可能性は処分場の位置に強く依存し、0～高まで幅広い	水量増加が処分場に影響を与え得るが、処分場への直接的な注入もしくは処分場からの採取の方がもっと大きな影響がある。	受動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後 1000 年以上経過後と想定し得る）	影響は、杭柱掘削活動事象よりも小さく、また即時的でない。

シナリオ	発生可能性	影響	発生時期	備考
処分場の地上もしくは地表近傍での都市開発	立地と受動的制度・管理によって本事象の発生可能性を最小限にしようとするであろうが、可能性はある。	地表の汚染を被る固体が増加する。多くの人口に対する癌死リスクが若干増加し得る。	受動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後1000年以上経過後と想定し得る）	本事象による被曝は、長時間（寿命期間）に亘り、極低レベルで続く。
探鉱もしくは生産のための掘削	立地と受動的制度・管理によって本事象の発生可能性を最小限にしようとするであろうが、可能性はある。廃棄物キャニスター内まで掘削することの発生頻度は、 1×10^{-6} /年未満である。	HLWは、地表に運ばれ得るが、影響は主として掘削作業員に限定される。被曝線量は小さい（ < 0.1 Sv）。	受動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後1000年以上経過後と想定し得る）	本事象は、数人の個人に限定された最小の影響をもつ非常に小さな確率事象である。
杭柱掘削活動（水、石油、ガス等の採取もしくは注入）	$\ll 1 \times 10^{-6}$ /年	汚染された流体（飲料水、熱水、石油、天然ガス等）が使用目的で地表にもたらされ、潜在的に重大な影響が生じ得る。	受動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後1000年以上経過後と想定し得る）	本事象によって、汚染水の飲用が発生し得る。
地下での探鉱、深部露天掘り、採石を含む開削	$\ll 1 \times 10^{-6}$ /年	比較的多くの人口を対象とする大気への放出があり得る。	受動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後1000年以上経過後と想定し得る）	本事象によって、回避不可能な大気への放出がもたらされる。
地下での兵器実験のような爆破	$\ll 1 \times 10^{-6}$ /年	大気中への放出は予想されない。兵器（例えば、核分裂生成物の放出）からの影響の方がHLWの影響よりも大きい。	受動的制度・管理喪失後（処分場閉鎖後1000年以上経過後と想定し得る）	爆破の影響へのHLWの寄与はかなり低い。

出典：MRI, 1998⁽²⁶⁾

C. 極限安全シナリオリスク解析フレームに基づくリスク算定

(1) 1000年後の隆起・侵食による処分場露出ケース

文献(26)付録C(MRI, 1998)⁽²⁶⁾と同様の考え方にに基づき、1000年後のHLW放射能インベントリに対する170本分の廃棄体から漏出した核種を含む汚染水飲用による内部被曝CEDEは、 $1.42 \times 10^{-1} \text{Sv/y}$ (表C1参照)。これは、200万年後の露出を想定したケース($5.56 \times 10^{-4} \text{Sv/y}$)の約250倍である。

これより、隆起・侵食発生確率を文献(26)のデータ(処分場直下で隆起事象が生ずる発生可能性) $4 \times 10^{-10}/\text{y}$ を用いると、1000年以内に処分場が露出することによる10万人当りリスクは、

$$4 \times 10^{-10}/\text{y} \times 10^3 \text{y} \times 1.42 \times 10^{-1} \text{Sv/y} \times 5 \times 10^{-2} \text{死/Sv} \times 10^5 \text{人} = 2.8 \times 10^{-4}$$

これは、結果的に、200万年後の露出を想定した極限安全シナリオ(隆起・侵食-食物摂取)の 2.2×10^{-4} とほぼ同水準である(本編表6-5(1)参照)。

(2) テロ活動

文献(26)付録A(MRI, 1998)⁽²⁶⁾の評価フレームに基づき、1000年後に貯蔵施設に対するテロ活動が生ずるケースの10万人当りリスクは、下記のように算定される。

・放射線学的影響

発生頻度は、文献(Billing, 1986)⁽⁴⁾のデータより、

$$F_1 = 10^4 \text{件}/25 \text{年} = 4 \times 10^2/\text{y}$$

また、その他の確率 P_i については、本行為が意図的なものであること及び地下処分場に比べて地上施設へのアクセス容易性を鑑み、テロ活動防止効果が全くない、などの仮定を与え、発生可能性を妨げる全てのファクターが存在しない、(即ち $P_i=1$)と保守的に設定すると、

$$\begin{aligned} F &= (\text{発生頻度}) \times (\text{ガラス固化体4万本貯蔵建屋総面積(建築面積約} 2000 \text{m}^2 \text{(Funaya, 1995) }^{(11)} \text{/1440本より)} \text{/世界陸地面積)} \\ &= 4 \times 10^2 \times 6 \times 10^{-2} / 1.48 \times 10^8 \\ &= 1.6 \times 10^{-7}/\text{y} \end{aligned}$$

よって、テロ活動により、露天掘採鉱と同規模(1つの貯蔵施設(1440本)の約3%(40本)に相当する廃棄体の破壊)の影響(吸入)が生ず

るものと想定すると、後者の発生頻度及びリスク（10万人当り）がそれぞれ $5 \times 10^{-11}/y$ 、 5.1×10^{-10} であることより、

$$5.1 \times 10^{-10} \times \frac{1.6 \times 10^{-7}}{5 \times 10^{-11}} = 1.6 \times 10^{-6}$$

Pu 吸入可能割合（RF）は、高爆発反応で 20% 台、燃料火災による燃焼放出（温度に依存）で、0.2～5% であるのに対し、破損や墜落による力学的要因による放出は、ほんのわずかである（Barondes, 1994）⁽¹⁾。

そこで、同様に、テロ活動により放出される放射性物質による汚染水から受ける食物摂取内部被曝リスクを算定すると、1000 年後の処分場露出ケース（食物摂取）と同規模の影響が生ずるとして、

$$1.42 \times 10^{-1} \text{ Sv/y} \times \frac{40}{170} \times 10^2 y \times 5 \times 10^{-2} \text{ 死/Sv} = 1.7 \times 10^{-1} \text{ 死/人} \quad \text{より、}$$

$$1.6 \times 10^{-7} \times 1.7 \times 10^{-1} \times 10^5 = 2.7 \times 10^{-3}$$

・非放射線学的影響

隕石落下の TNT 等価インパクト（全員死亡域）からの外挿（MRI, 1997⁽²⁵⁾）及び Trask, 1994⁽⁴⁶⁾ の情報を基に作成した推計式を採用）により、テロ活動が TNT 等価 10^4 ポンド、即ち 4.53×10^{-6} メガトンの爆発効果（建物全壊域約 0.03 km^2 ）を有する（Billing, 1986）⁽⁴⁾ と仮定すると、全員死亡域は約 0.01 km^2 （100m 四方）以上はあると見積もられる。

よって、人口密度 $326 \text{ 人/km}^2 \times 0.01 \text{ km}^2 \approx 3 \text{ 人} \cdot \text{死}$

これより、10万人当りリスクは、影響人口 4.1×10^5 人（MRI, 1998）⁽²⁶⁾ とすると、

$$1.6 \times 10^{-7} \times \frac{3}{4.1 \times 10^5} \times 10^5 = 1.2 \times 10^{-7}$$

(3) 航空機墜落

長期貯蔵シナリオでは、地表に建造された貯蔵施設に対し、 $10^{-6}/y$ の発生頻度（Togo et al., 1981）⁽⁴⁴⁾ で航空機が 1000 年後以降に墜落・衝突し、下北の LLW 埋設施設と同規模の影響 0.13 mSv （AESC, 1990）⁽⁹⁾ が発生するものと仮定すると、その放射線学的リスク（10万人当り）は、

$$10^{-6}/y \times 0.13 \text{mSv} \times 5 \times 10^5 \text{死/人} \cdot \text{mSv} \times 10^5 \text{人} = 6.5 \times 10^{-7}$$

他方、非放射線学的リスクは、日本の 1976 年～1997 年における航空機事故の総件数 850 件当りの総死者数 936 人（出典：運輸白書）より、航空機の定員を 300 人とする、

$$10^{-6}/y \times \frac{936 \text{人}}{850 \text{件}} \times \frac{10^5}{300} = 3.7 \times 10^{-4}$$

表 C1 1000 年後での各種放射能及び食物摂取線量

放射性核種	A キャニスター当たり 質量(g)	B 比放射能 (Bq/g)	C (=A×B×170) 170本のキャニスターの 放射能(Bq)	D (=C×1.5×10 ⁻² /年) 年溶解放射能(Bq/年)	E (=D×(730/1.02×10 ¹¹)) 年消費放射能(Bq/年)	F 線量換算係数 (Sv/Bq)	G (=E×F) 年摂取による CEDE(Sv)
Se-79	7.99E+00	2.60E+09	3.53E+12	5.30E+10	3.79E+02	2.35E-09	8.91E-07
Zr-93	1.00E+03	9.40E+07	1.60E+13	2.40E+11	1.72E+03	4.48E-10	7.69E-07
Tc-99	1.06E+03	6.40E+08	1.15E+14	1.73E+12	1.24E+04	3.95E-10	4.89E-06
Pd-107	2.75E+02	1.90E+07	8.88E+11	1.33E+10	9.54E+01	4.04E-11	3.85E-09
Sn-126	3.58E+01	1.10E+09	6.69E+12	1.00E+11	7.19E+02	5.27E-09	3.79E-06
Cs-135	4.96E+02	4.30E+07	3.63E+12	5.44E+10	3.89E+02	1.91E-09	7.43E-07
Th-230	5.44E-03	7.60E+08	7.03E+08	1.05E+07	7.55E-02	1.48E-07	1.12E-08
Th-232	1.25E-03	4.10E+03	8.71E+02	1.31E+01	9.35E-08	7.38E-07	6.90E-14
U-233	2.46E-01	3.60E+08	1.51E+10	2.26E+08	1.62E+00	7.15E-09	1.16E-08
U-234	2.35E+00	2.30E+08	9.19E+10	1.38E+09	9.86E+00	7.06E-09	6.96E-08
U-235	2.08E+01	8.10E+04	2.86E+08	4.30E+06	3.07E-02	7.22E-09	2.22E-10
U-236	1.29E+01	2.40E+06	5.26E+09	7.89E+07	5.65E-01	6.68E-09	3.77E-09
U-238	1.94E+03	1.30E+04	4.29E+09	6.43E+07	4.60E-01	6.42E-09	2.95E-09
Np-237	8.36E+02	2.60E+07	3.70E+12	5.54E+10	3.97E+02	1.20E-06	4.76E-04
Pu-239	5.34E+01	2.30E+09	2.09E+13	3.13E+11	2.24E+03	1.40E-08	3.14E-05
Pu-240	3.76E+01	8.50E+09	5.43E+13	8.15E+11	5.83E+03	1.40E-08	8.17E-05
Am-241	5.54E+01	1.30E+11	1.22E+15	1.84E+13	1.31E+05	9.84E-07	1.29E-01
Am-243	8.71E+01	7.50E+09	1.11E+14	1.67E+12	1.19E+04	9.79E-07	1.17E-02
						合計	1.42E-01

(補 足)

地層処分システム極限安全シナリオ (MRI, 1997~1999) ⁽²⁵⁾⁽²⁶⁾⁽²⁸⁾ では、放射線学的リスクの算定におけるソース・タームの計算において、得に、RSAC 計算コードをしようする大気拡散計算過程では、付・表 C-2 に示すような想定条件を用いている。他方、リスク算定に必要な各事象の発生確率もしくは発生頻度の推定については、各事象の発生プロセスの構成要素毎に、それらに関連する地球上の地質学的実データ、歴史的並びに現在の統計などをベースとする専門家判断により行っている。

表 C2 地層処分極限安全シナリオのソース・ターム評価（RSAC-5（計算コード使用））での主な想定条件

事象	ダメージを受ける廃棄体数 (個)	空気中への放出割合 ×吸入可能割合	漏出経路 係数	混合層 深さ (m)	風速 (m/s)	風の安定 度クラス
活断層	1,000	$2.4 \times 10^{-9}/h$	0.1	400	2	F
火成活動 (大規模)	1,000	0.01	1	3,000	0.5	—*
火成活動 (中規模)	1,000	0.01 (火柱) 1.11×10^{-3} (火砕流)	1	400	4	D
隕石	50,000	0.1	1	3,000	0.5	—*
人間侵入 (採鉱)	40	0.05	1	400	2	F
隆起・侵食 (吸入)	15	0.05	1	400	2	F

*影響範囲は地球規模のため（対流圏の体積： m^3 ）。

D. 長期貯蔵シナリオに関する FEP 並びにインフルエンス・ダイヤグラム

ここでは、地層処分シナリオとの比較を行う上で、長期貯蔵シナリオに関連し得る FEP 並びにインフルエンス・ダイヤグラム (EPSM) を主に文献 (Rikitake et al., 1998⁽³⁸⁾) をもとに作成した。これらの結果は、地下水シナリオでの一連の評価プロセス (図 1-1 及び図 D1、表 D1 の全体フレーム参照) と同様の過程を経た上で、本文 6 章で調査・検討した EIS レポート評価事例 (U.S.DOE, 1999)⁽⁵⁰⁾ のようなより詳細な定量的解析・評価 (表 D2 参照) に展開させていくことが考えられよう。

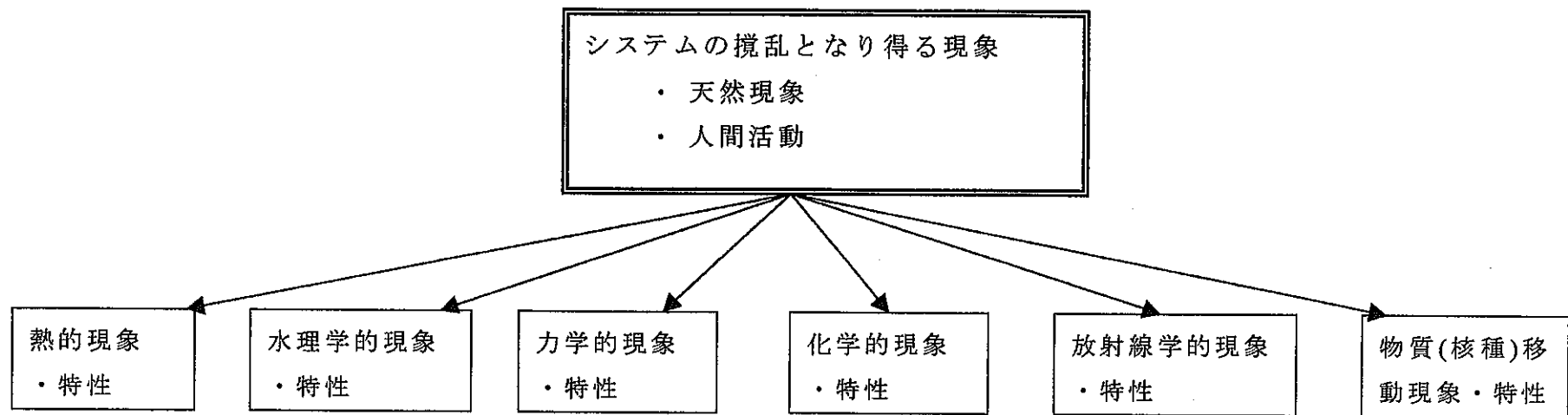


図 D1 インフルエンス・ダイアグラムの全体像

※一部の天然現象を除き、PNCの102FEPリストベースに対し、定義・関連要素（動因等）・定量的概念・波及要因（他のFEPへの直接的影響等）を検討し、これを基にインフルエンス・ダイアグラムを作成している（MRI, 1992, 1994）⁽²²⁾ ⁽²³⁾。

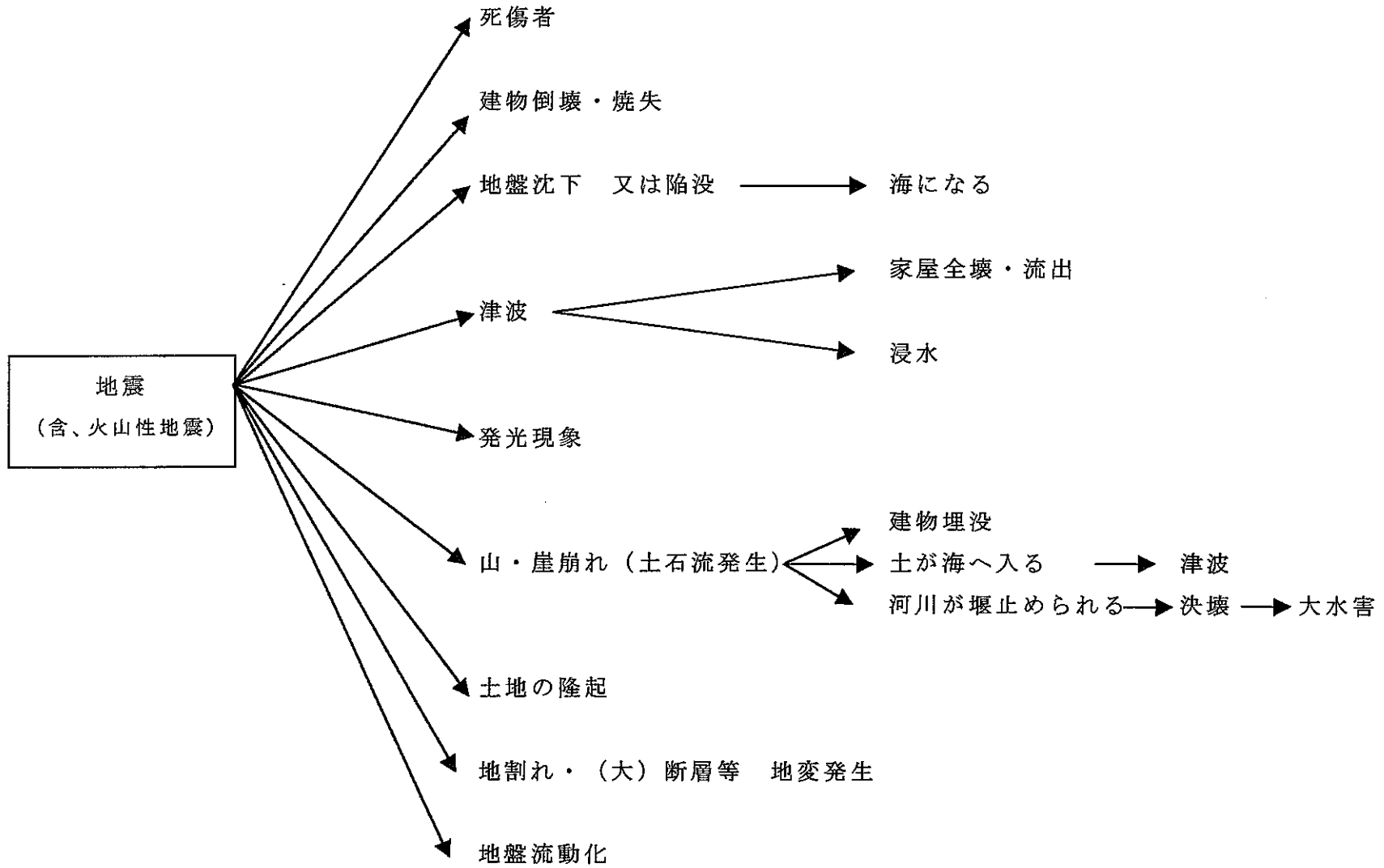
※今回新たに作成したインフルエンス・ダイアグラムを以下に示す。

表 D1 安全評価解析で考慮する FEP リスト
(安全評価解析で考慮しない FEP を網掛けで示す)

	G. ガラス固化体とその劣化	OP. オーバーバック (腐食生成物含む)	B. 緩衝材	D. フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材	H. 母岩 (地盤影響領域, 断層域時を含む)
1. 熱的現象・特性	G-1.1 ガラス固化体の熱伝導性 G-1.2 ガラス固化体の温度 G-1.3 ガラス固化体の熱膨張 G-1.4 断層熱の発生	OP-1.1 オーバーバックの熱伝導性 OP-1.2 オーバーバックの温度 OP-1.3 オーバーバックの熱膨張	B-1.1 緩衝材の熱伝導性 B-1.2 緩衝材の温度 B-1.3 緩衝材の熱膨張	D-1.1 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の熱伝導性 D-1.2 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の温度 D-1.3 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の熱膨張	H-1.1 母岩の熱伝導性 H-1.2 母岩の温度 H-1.3 母岩の熱膨張
2. 水理学的現象・特性			B-2.1 緩衝材の水理特性 B-2.2 緩衝材の飽和 B-2.3 緩衝材中の地下水流動	D-2.1 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の水理特性 D-2.2 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の飽和 D-2.3 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材中の地下水流動	H-2.1 母岩の水理特性 H-2.2 母岩の飽和 H-2.3 母岩中の地下水流動
3. 力学的現象・特性	G-3.1 ガラス固化体の力学特性 G-3.2 ガラス固化体の応力 G-3.3 ガラス固化体の割れ	OP-3.1 オーバーバックの力学特性 OP-3.2 オーバーバックの応力 OP-3.3 オーバーバックの膨張 OP-3.4 オーバーバックの腐食膨張 OP-3.5 オーバーバックの沈下	B-3.1 緩衝材の力学特性 B-3.2 緩衝材の応力 B-3.3 緩衝材の膨張 B-3.4 緩衝材の腐食膨張 B-3.5 緩衝材の沈下	D-3.1 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の力学特性 D-3.2 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の応力 D-3.3 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の膨張 D-3.4 フラグ, 支保, 包め戻し材の腐食膨張 D-3.5 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の沈下	H-3.1 母岩の力学特性 H-3.2 母岩の応力 H-3.3 母岩のクリープ
4. 化学的現象・特性	G-4.1 ガラス固化体の化学特性 G-4.2 ガラス固化体周囲の地下水化学 G-4.3 ガラス固化体の溶解 G-4.4 ガスの発生/影響 G-4.5 微生物の影響 G-4.6 有機物の影響 G-4.7 コロイドの形成 G-4.8 ガラス固化体の化学的変質	OP-4.1 オーバーバックの化学特性 OP-4.2 オーバーバックの地下水化学 OP-4.3 オーバーバックと地下水の反応 OP-4.4 オーバーバックの腐食 OP-4.4.1 金属腐食 OP-4.4.2 孔食 OP-4.4.3 すきま腐食 OP-4.4.4 応力腐食割れ OP-4.5 腐食生成物の生成 OP-4.6 ガスの発生/影響 OP-4.7 微生物の影響 OP-4.8 有機物の影響 OP-4.9 コロイドの形成	B-4.1 緩衝材の化学特性 B-4.2 緩衝材中の地下水化学 B-4.3 緩衝材と地下水の反応 B-4.4 ガスの発生/影響 B-4.5 微生物の影響 B-4.6 有機物の影響 B-4.7 コロイドの形成 B-4.8 緩衝材の化学的変質 B-4.9 塩の蓄積	D-4.1 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の化学特性 D-4.2 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材中の地下水化学 D-4.3 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材と地下水の反応 D-4.4 ガスの発生/影響 D-4.5 微生物の影響 D-4.6 有機物の影響 D-4.7 コロイドの形成 D-4.8 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の化学的変質	H-4.1 母岩の化学特性 H-4.2 母岩中の地下水化学 H-4.3 母岩と地下水の反応 H-4.4 ガスの発生/影響 H-4.5 微生物の影響 H-4.6 有機物の影響 H-4.7 コロイドの形成 H-4.8 母岩の化学的変質
5. 放射能学的現象・特性	G-5.1 ガラス固化体中での核種の放射性崩壊 G-5.2 ガラス固化体周囲の地下水の放射線分解 G-5.3 ガラス固化体の放射線損傷	OP-5.1 腐食生成物中での核種の放射性崩壊 OP-5.2 腐食生成物中の地下水の放射線分解 OP-5.3 腐食生成物の放射線損傷	B-5.1 緩衝材中での核種の放射性崩壊 B-5.2 緩衝材中の地下水の放射線分解 B-5.3 緩衝材の放射線損傷	D-5.1 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材中での核種の放射性崩壊 D-5.2 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材中の地下水の放射線分解 D-5.3 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の放射線損傷	H-5.1 母岩中での核種の放射性崩壊 H-5.2 母岩中の地下水の放射線分解 H-5.3 母岩の放射線損傷
6. 物質 (核種) 移動現象・特性	G-6.1 ガラス固化体周囲の物質移動特性 G-6.2 浸透形状/閉鎖構造 G-6.3 ガラス固化体からの核種の溶出 G-6.3.1 核種のコンクリートへ溶出 G-6.3.2 沈澱/溶解	OP-6.1 腐食生成物の物質移動特性 OP-6.2 浸透形状/閉鎖構造 OP-6.3 腐食生成物中の核種の移行 OP-6.3.1 移行/分散 OP-6.3.2 拡散 OP-6.3.3 吸着 OP-6.3.4 沈澱/溶解 OP-6.3.5 コロイドによる移行 OP-6.3.6 ガスによる移行	B-6.1 緩衝材の物質移動特性 B-6.2 浸透形状/閉鎖構造 B-6.3 緩衝材中の核種の移行 B-6.3.1 移行/分散 B-6.3.2 拡散 B-6.3.3 吸着 B-6.3.4 沈澱/溶解 B-6.3.5 コロイドによる移行 B-6.3.6 ガスによる移行	D-6.1 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の物質移動特性 D-6.2 浸透形状/閉鎖構造 D-6.3 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材中の核種の移行 D-6.3.1 移行/分散 D-6.3.2 拡散 D-6.3.3 吸着 D-6.3.4 沈澱/溶解 D-6.3.5 コロイドによる移行 D-6.3.6 ガスによる移行	H-6.1 母岩の物質移動特性 H-6.2 浸透形状, 閉鎖/亀裂の構造 H-6.3 母岩中の核種の移行 H-6.3.1 移行/分散 H-6.3.2 拡散 H-6.3.3 吸着 H-6.3.4 沈澱/溶解 H-6.3.5 コロイドによる移行 H-6.3.6 ガスによる移行 H-6.4 移行
7. システムの擾乱となり得る現象	G-7.1 ガラス固化体の組成不良	OP-7.1 オーバーバックの製作不良	B-7.1 緩衝材の製作不良 B-7.2 緩衝材の施工不良	D-7.1 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の製作不良 D-7.2 フラグ/グラウト, 支保, 包め戻し材の施工不良	H-7.1 ボーリング孔, トンネルのシール不良/変質
天然現象 (地震・断層活動, 圧入・侵食, 火山・火成活動, 気候・海水準変動, 岩石の落下, 洪水)					
人間活動 (採石, 採鉱, 地下空間利用, 土木工事)					

付 D-3 -

出典: JNC, 1999⁽¹²⁾



地震（含、海外発生ケース）

（海底）火山噴火

海岸付近の山崩れ

海底の地すべり

津波

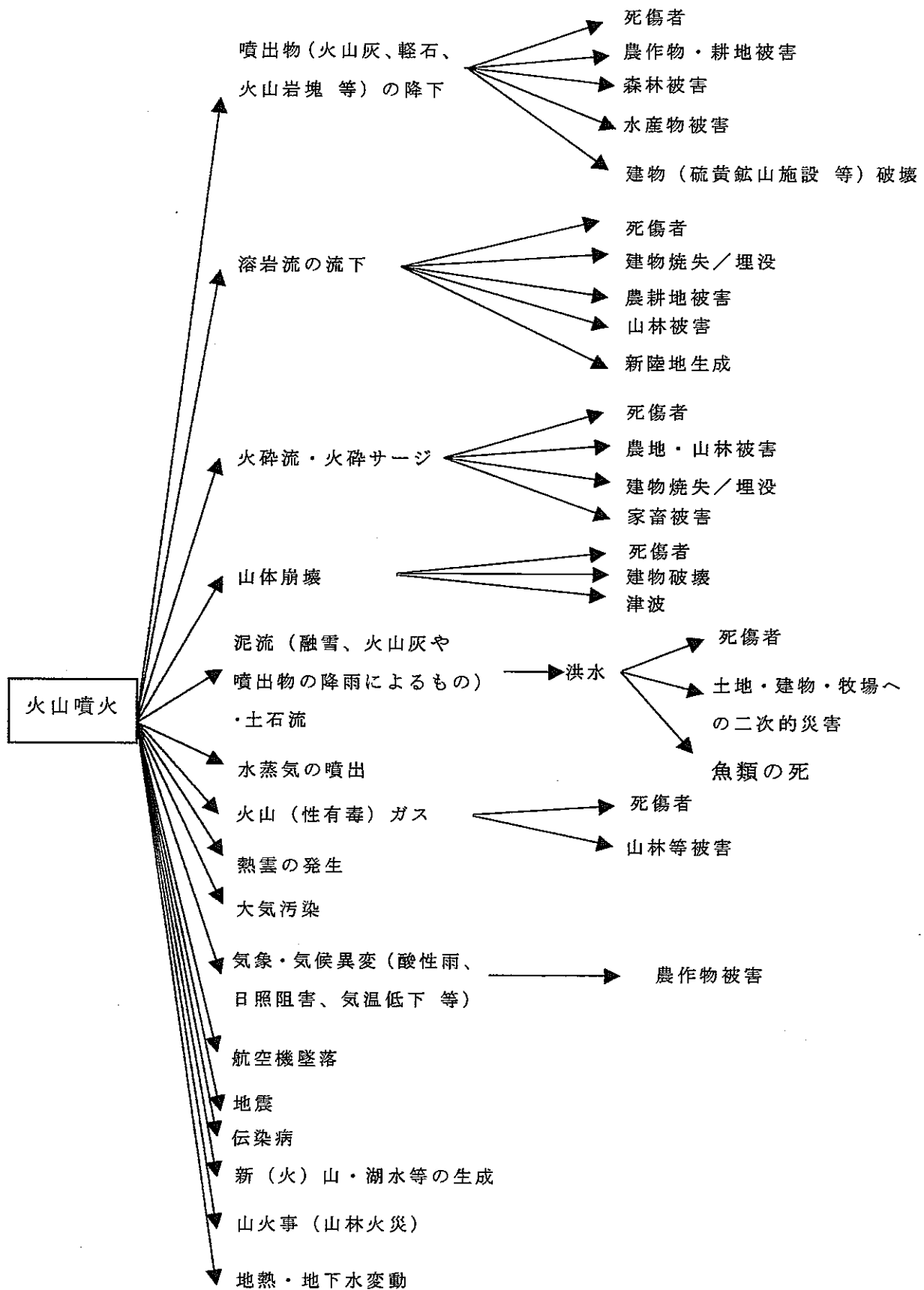
死傷者

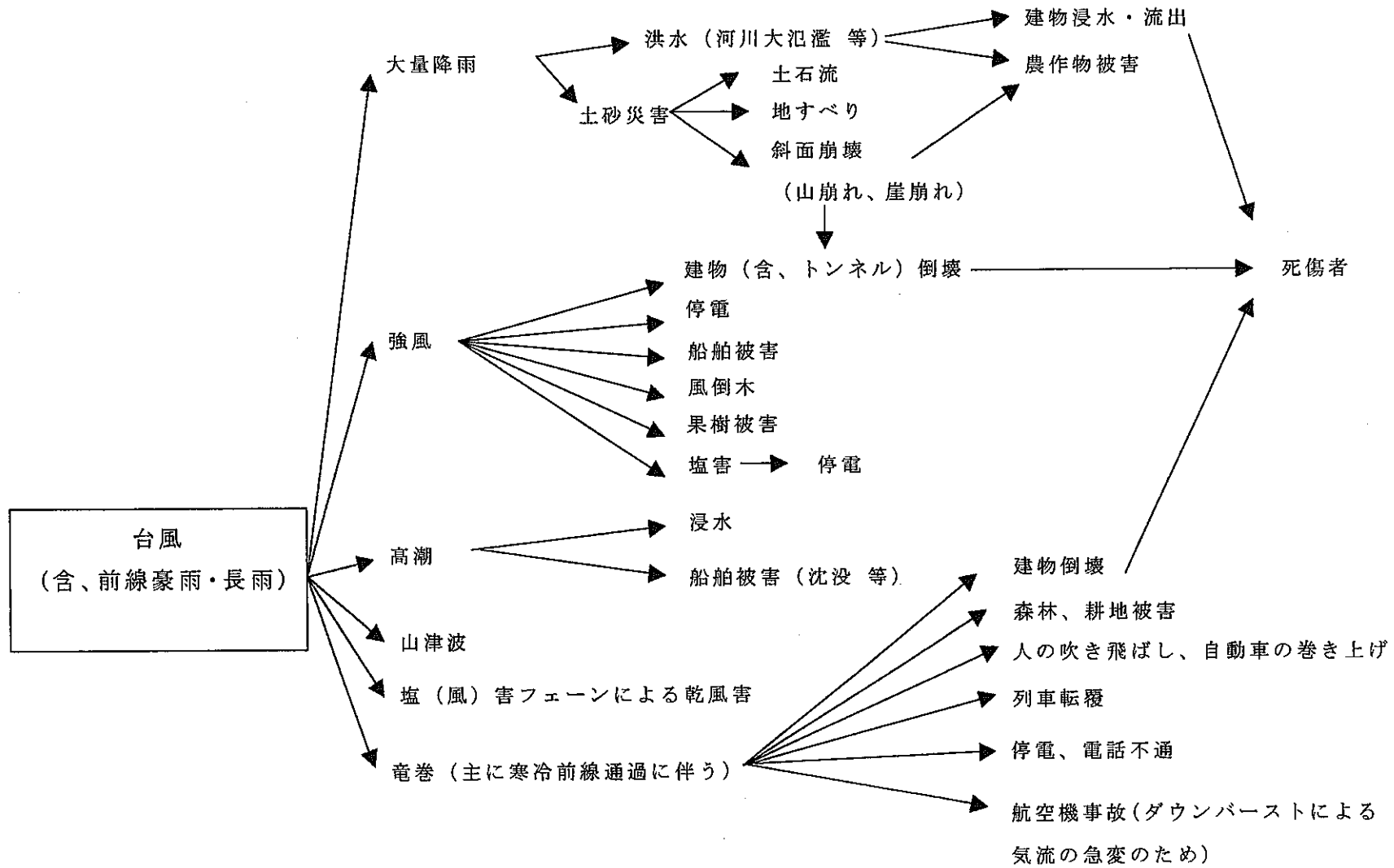
家屋浸水

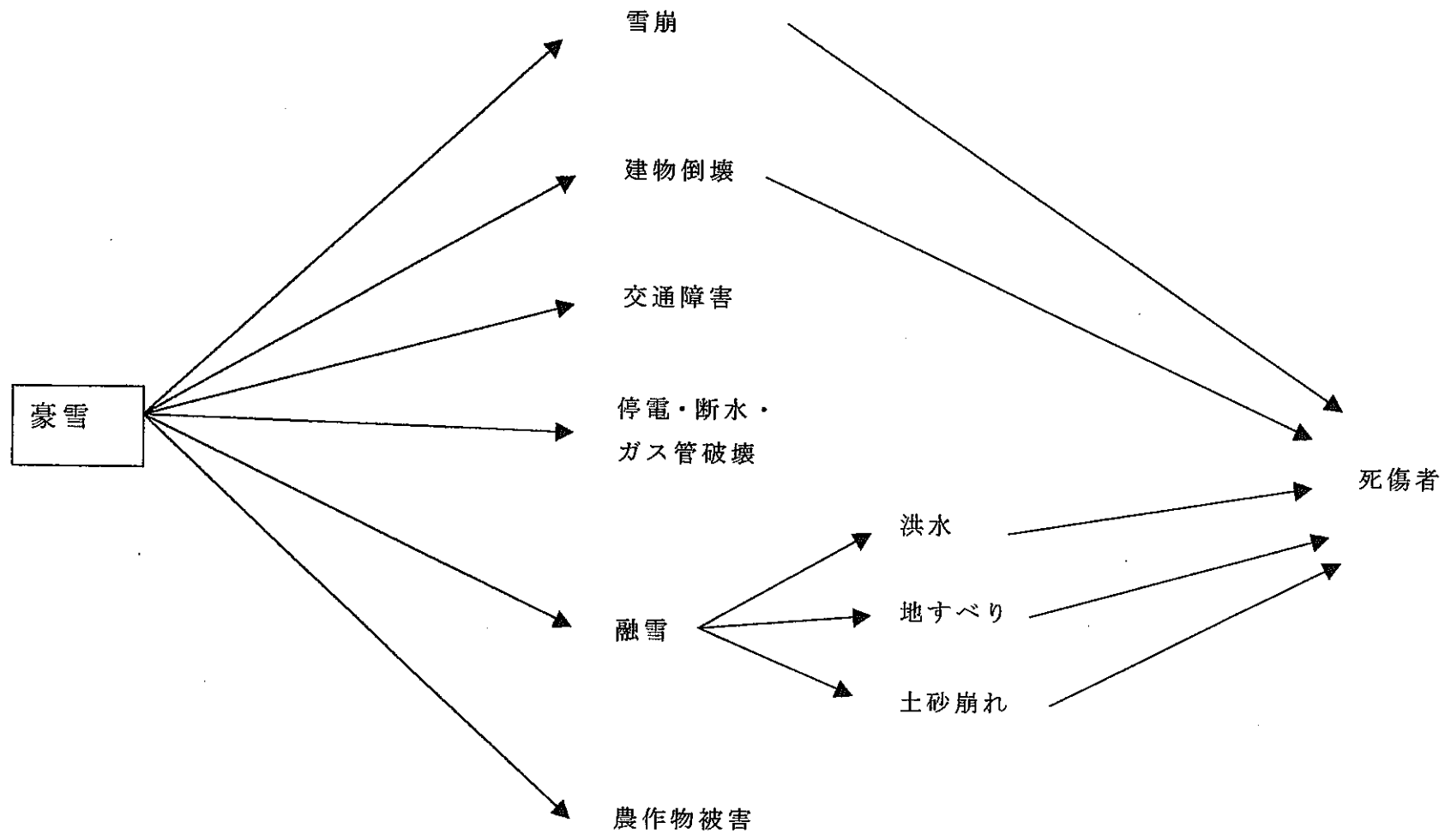
家屋流出

船舶（漁船等）の損傷・流出

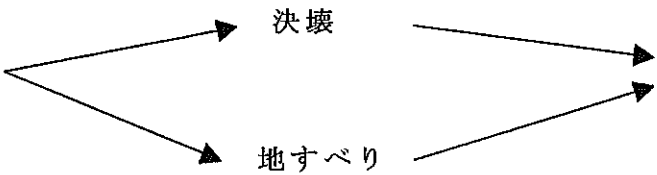
建物損壊







溜池・ダム貯水池



洪水

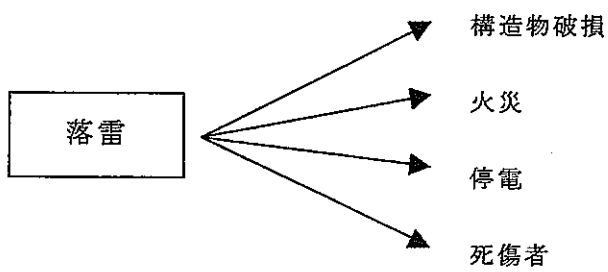
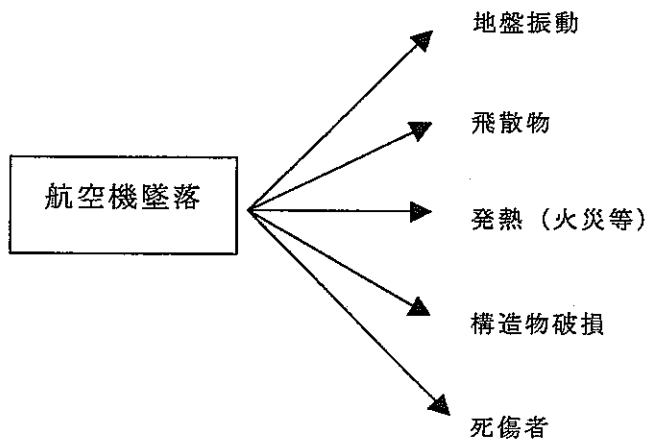
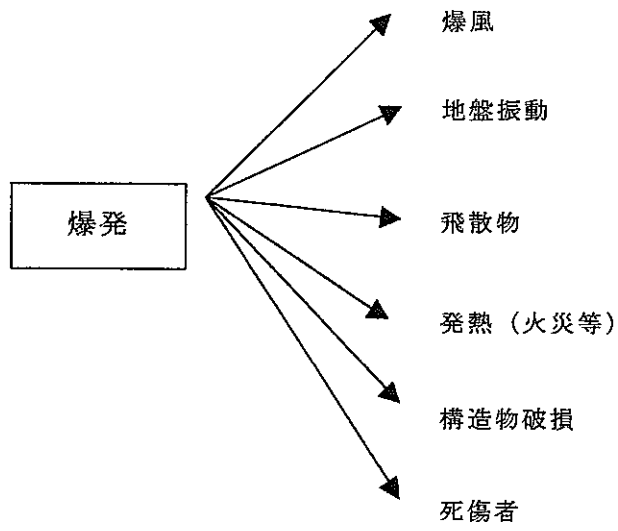


表 D2 リスク解析プロセス

- ① 図 D1 のシステム攪乱現象から、H12 レポート第 2 ドラフト分冊 3 (JNC, 1999) ⁽¹²⁾ に掲載されている FEP リストへの波及プロセスの検討
- ② リスク評価解析の対象とすべき FEP の抽出
- ③ 抽出された FEP から構成されるシナリオに対する定量評価解析フレームの検討
- ④ リスク解析と結果の検討 (地層処分シナリオとの比較)
 - ・ 地層処分シナリオ (地下水シナリオ/極限安全シナリオ) のリスク算定
 - ・ 長期貯蔵シナリオのリスク算定

E. 流速増加とパルス持続期間

ここでは、本文 2 章の岩脈貫入シナリオの計算において設定した流速増加並びにパルス持続期間についての説明を加える。

貫入した岩脈から受ける強烈で突発的な加熱により、岩脈近傍の岩石中の空隙水は、急速に膨張し、空隙圧が著しく上昇する。過剰な圧力は、媒体中の低圧部への水流を通じた破碎や散逸により解放される。後者の場合、図 E1 に示すような波の伝播パターンが地下水流速に対して生ずるものと考えられる。

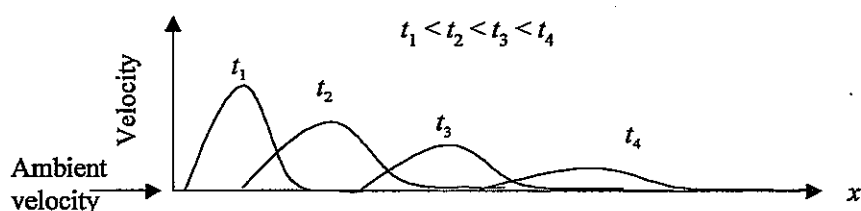


図 E1 地下水流れ場に与える岩脈貫入の影響の概念図

ここで、“ambient velocity”（周囲の流速）は、岩脈貫入の影響のない場合の流速を意味する。

岩脈貫入シナリオ変動ケースの線量計算に関する本プロセスは、平成 9 年度に実施した熱－質量輸送結合詳細解析（MRI, 1998）⁽²⁷⁾ に基づいてモデル化される。地下水流れ場への影響を想定するモデル化では、図 E2 に示すような方形波状パルスによる表現を用いる。

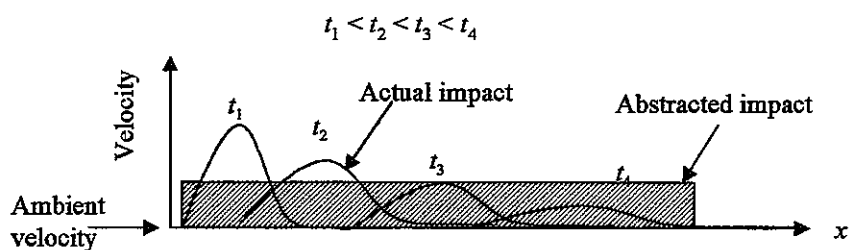


図 E2 岩脈貫入による地下水流れ場への影響のモデル化

ここで、流速パルス波の伝播は、斜線部で示す一つの方形波状パルスでモデル化される。

方形波状パルスの大きさは、熱-質量輸送結合解析結果から推定される。パルスの持続期間は、増加した流速と流路長とから、次式で求められる。

$$\begin{aligned} \text{パルスの持続期間} &= \text{流路長} / \text{増加した流速} \\ &= \text{流路長} / (\text{周囲の流速} \times \text{流速増加ファクター}) \quad (\text{E1}) \end{aligned}$$

(E1) 式で求められる期間は、流体の粒子あるいはコントロールボリュームが、流路長全体に亘って増加した流速で移動するのに要する時間、を表わしている。従って、本モデル化の理論的根拠は、加圧された流体のコントロールボリュームが、いったん大断層へ到達すると減圧され、これによって速度増加が停止する、というものである。

(E1) 式によると、パルスの持続期間は、周囲の流速、流速増加ファクター及び流路長によって決まる。流路長 100m は、全ての流路及び影響を受ける廃棄物パッケージのカテゴリに共通である。しかし、流速増加ファクターは、影響を受ける廃棄物パッケージのカテゴリ毎に異なる(本文表 2-2 参照)。また、周囲の流速は、流路毎に異なる。従って、パルスの持続期間は、流路並びに岩脈からの距離によって変化する。

影響を受ける廃棄物パッケージの3つの異なるカテゴリと9つの全ての流路に対する増加した流速及びパルス持続期間を以下の3つの表に示す。

(1) 大きな影響を受ける廃棄物パッケージ

Flow Path Number	Transmissivity (m ² /s)	Velocity (m/y)	Strongly Impacted Waste Package	
			Increased Velocity (m/yr)	Pulse (yr)
1	9.056E-14	0.0475	1.19E+01	8.42E+00
2	5.250E-13	0.114	2.86E+01	3.50E+00
3	3.044E-12	0.275	6.86E+01	1.45E+00
4	1.765E-11	0.663	1.66E+02	6.03E-01
5	1.023E-10	1.60	3.99E+02	2.51E-01
6	5.933E-10	3.84	9.61E+02	1.04E-01
7	3.440E-09	9.25	2.31E+03	4.32E-02
8	1.994E-08	22.3	5.57E+03	1.80E-02
9	1.156E-07	53.7	1.34E+04	7.46E-03

(2) 緩やかな影響を受ける廃棄物パッケージ (岩脈からの距離<100m)

Flow Path Number	Transmissivity (m ² /s)	Velocity (m/y)	Moderately Impacted Waste Package (<100 m)	
			Increased Velocity (m/yr)	Pulse (yr)
1	9.056E-14	0.0475	9.50E+00	1.05E+01
2	5.250E-13	0.114	2.29E+01	4.37E+00
3	3.044E-12	0.275	5.51E+01	1.82E+00
4	1.765E-11	0.663	1.33E+02	7.54E-01
5	1.023E-10	1.60	3.19E+02	3.13E-01
6	5.933E-10	3.84	7.69E+02	1.30E-01
7	3.440E-09	9.25	1.85E+03	5.40E-02
8	1.994E-08	22.3	4.46E+03	2.24E-02
9	1.156E-07	53.7	1.07E+04	9.32E-03

(3) 緩やかな影響を受ける廃棄物パッケージ (岩脈からの距離<200m)

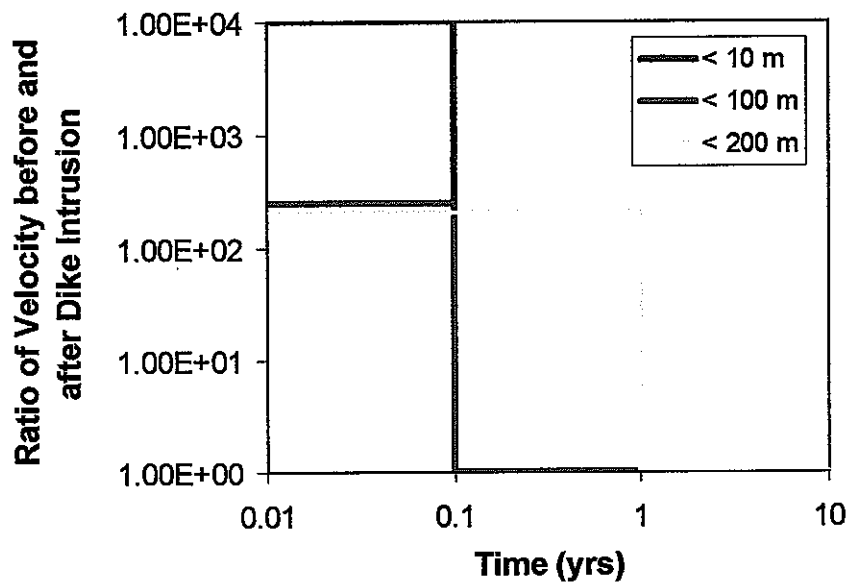
Flow Path Number	Transmissivity (m ² /s)	Velocity (m/y)	Moderately Impacted Waste Package (<200 m)	
			Increased Velocity (m/yr)	Pulse (yr)
1	9.056E-14	0.0475	4.76E-01	2.11E+02
2	5.250E-13	0.114	1.14E+00	8.75E+01
3	3.044E-12	0.275	2.73E+00	3.63E+01
4	1.765E-11	0.663	6.63E+00	1.51E+01
5	1.023E-10	1.60	1.60E+01	6.27E+00
6	5.933E-10	3.84	3.84E+01	2.60E+00
7	3.440E-09	9.25	9.25E+01	1.08E+00
8	1.994E-08	22.3	2.23E+02	4.49E-01
9	1.156E-07	53.7	5.37E+02	1.86E-01

表 E1 影響を受ける廃棄物パッケージの3つのカテゴリーにおける
流速増加及びパルス持続期間

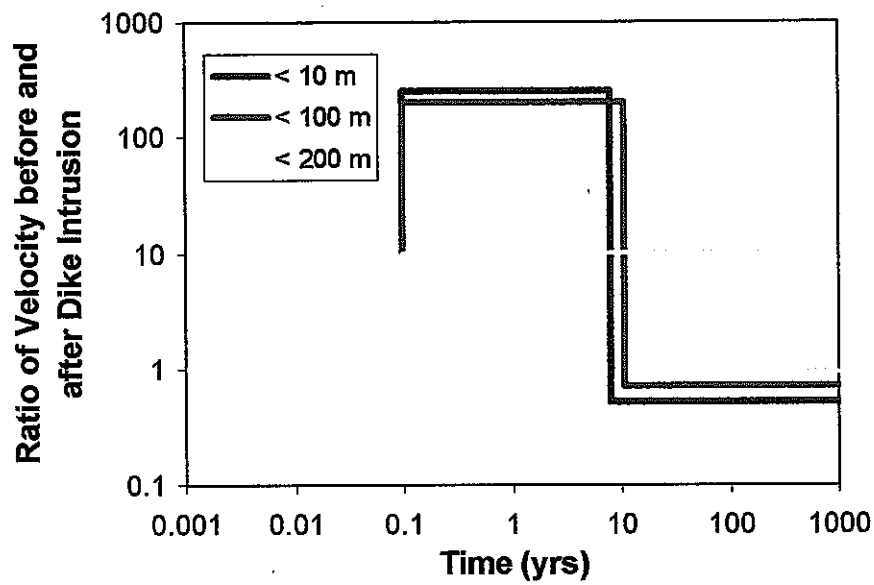
これらの表中の左から3つ目までのカラムは、JNC 殿提供情報（補・表 1(3) 参照）であり、右から2つ目までのカラムは、(E1) 式より計算された値である。増加した流速を計算する上で用いた流速増加ファクターは、本文表 2-2 中の設定値によるものである。各表の最右欄に示すパルス持続期間も、本文表 2-2 中に示されている。例えば、大きな影響を受けるカテゴリーでは、パルス持続期間の最大値は、最も流速の遅い流路（流路 No.1）で生ずる 8.4 年であり、他の 2 つのカテゴリーにおけるパルス持続期間の最大値は、それぞれ 11 年、211 年となる。

補 足 資 料

(1) EBS



(2) ファーフールド



補・図 1 岩脈貫入の間接的交差ケース（地下水シナリオ）における 3 つの影響
カテゴリーでの岩脈貫入前後の流速（大きさ、持続期間）変化

補・表 1(1) BC における地球化学データ (JNC 1999^a)

Radioelement	Solubility [mol/m ³]	EBS Sorption [ρK_d]	Host Rock Sorption [kg/m ³]
Se	3E-6	0.0	0.01
Zr	1E-3	27000	0.1
Nb	1E-1	2700	0.1
Tc	4E-5	270	1
Pd	1E-6	270	0.1
Sn	5E-3	2700	1
Cs	Soluble	27	0.05
Sm	2E-4	2700	5
Pb	2E-3	270	0.1
Ra	1E-9	27	0.5
Ac	2E-4	2700	5
Th	5E-3	2700	1
Pa	2E-5	2700	1
U	8E-6	2700	1
Np	2E-5	2700	1
Pu	3E-5	27000	1
Am	2E-4	27000	5
Cm	2E-4	27000	5

a: Email correspondence. ⁽¹⁸⁾

補・表 1(2) BC における移行に関するパラメータ (JNC 1999^a)

	All Nuclides	Se	Cs
EBS Diffusion Coefficient [m ² /yr]	3E-2	2E-2	5E-2
EBS Mixing-Cell Flow Rate [m ³ /yr]	1E-3	1E-3	1E-3
Far-Field Diffusion Coefficient [m ² /yr]	4.734E-3	4.734E-3	4.734E-3

a: Email correspondence. ⁽¹⁸⁾

補・表 1(3) ファーフールド流速に関するパラメータ (JNC 1999^a)

fracture No.	transmissivity (m ² /s)	velocity (m/y)	aperture (m)	CSA of CHANNEL (m ²)	Specific Wet Area (1/m)	probability
1	9.056E-14	0.0475	6.019E-07	2.11E-02	1.662E+06	0.006268351
2	5.250E-13	0.114	1.449E-06	8.75E-03	6.900E+05	0.030997628
3	3.044E-12	0.275	3.490E-06	3.63E-03	2.866E+05	0.105043707
4	1.765E-11	0.663	8.402E-06	1.51E-03	1.190E+05	0.218361055
5	1.023E-10	1.60	2.023E-05	6.27E-04	4.943E+04	0.278658518
6	5.933E-10	3.84	4.872E-05	2.60E-04	2.053E+04	0.218361055
7	3.440E-09	9.25	1.173E-04	1.08E-04	8.525E+03	0.105043707
8	1.994E-08	22.3	2.824E-04	4.49E-05	3.541E+03	0.030997628
9	1.156E-07	53.7	6.801E-04	1.86E-05	1.470E+03	0.006268351

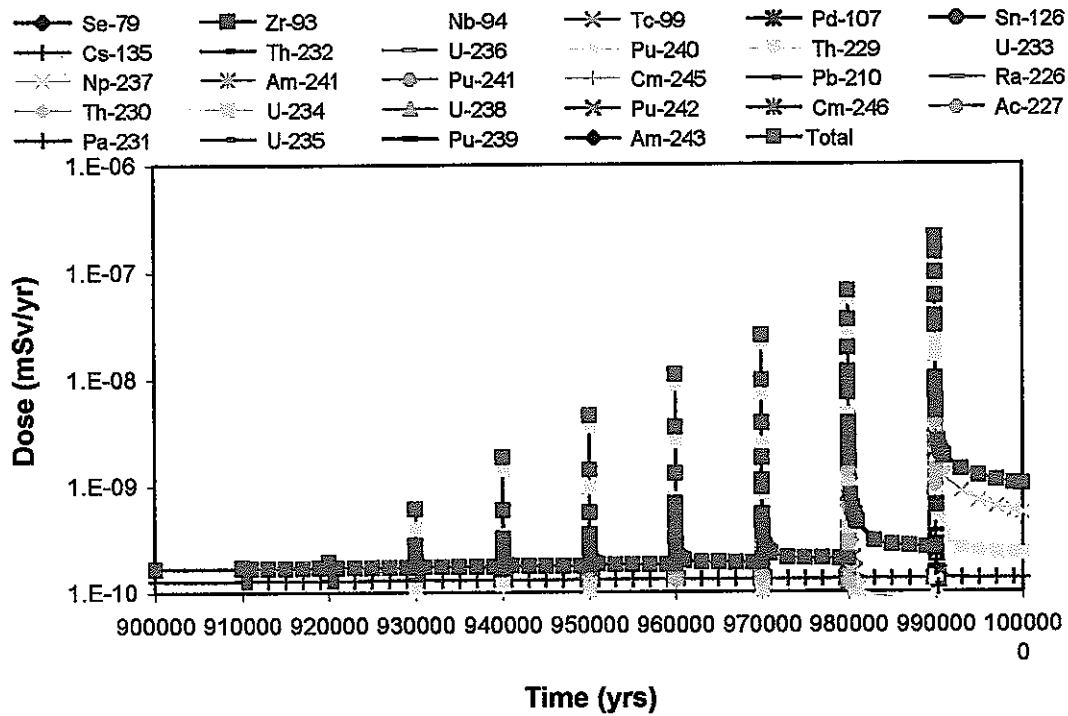
a: Email correspondence.⁽¹⁸⁾

補・表 1(4) 放射性核種の線量換算係数

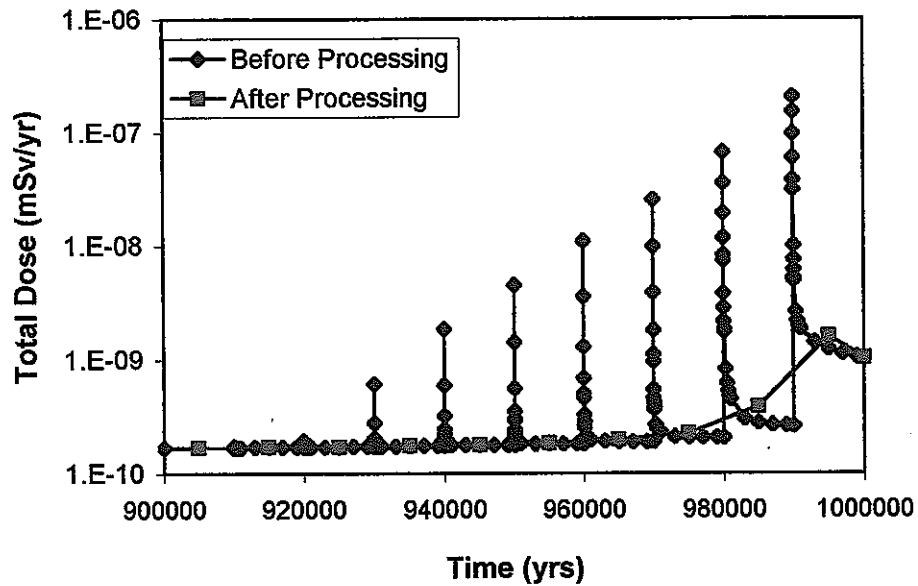
Element	Mass Number	Dose Factor ^a (mSv/Bq)
Se	79	2.7E-12
		-
Zr	93	1.6E-14
		-
Nb	94	1.1E-12
		2.3E-15
		-
Tc	99	1.2E-14
Pd	107	1.4E-15
		-
Sn	126	1.1E-12
		-
Cs	135	1.1E-13
		-
Sm	151	N/A
		-
Ra	226	3.8E-11
Pb	210	3.0E-11
Ac	227	8.5E-11
Pa	231	2.4E-10
Th	229	7.9E-11
	230	3.6E-11
	232	1.5E-10
U	233	1.7E-12
	234	1.4E-12
	235	1.5E-12
	236	1.4E-12
	238	1.3E-12
Np	237	1.3E-11
Pu	239	1.5E-11
	240	1.5E-11
	241	3.8E-13
	242	1.4E-11
Am	241	1.6E-11
	243	2.4E-11
Cm	245	4.9E-11
	246	3.5E-11
	244	N/A

a: Data taken from dose factors for agricultural workers in Table 5.5-1 of JNC document TN141298-013, 1998.

(1) 時間的ウェイト付け平均化プロセスを施す前の計算結果



(2) 本プロセスを施す前と後の計算結果



補・図 2 隆起・侵食シナリオにおける時間的ウェイト付け平均化プロセスを施す前と後の計算結果の比較 (1 番目の区域に対する結果のみ例示)